

Maaperän kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien vaikutus
orgaanisen aineksen hajoamiseen metsäpuroympäristössä

Saija Muotio

Pro gradu -tutkielma
Maantieteen tutkimusyksikkö
Oulun yliopisto
30.4.2019



Luonnontieteellinen tiedekunta

TIIVISTELMÄ OPINNÄYTETYÖSTÄ
Liite FM-tutkielmaan
Maisterintutkinnon kypsyysnäyte

Yksikkö: Maantieteen tutkimusyksikkö		Pääaine: Maantiede	
Tekijä (Sukunimi ja etunimet, myös entinen sukunimi): Muotio Saija Emilia		Opiskelija-numero: 2308276	Tutkielman sivumäärä: 54 s. + VII.
Tutkielman nimi (suomeksi; muun kielinen nimi ilmoitetaan vain jos se on tutkielman kieli): Maaperän kemiallisten ja fysikaalisten ominaisuuksien vaikutus orgaanisen aineksen hajoamiseen metsäpuroympäristössä			
Asiasanat:	Hajotus, Pudasjärvi, tea bag index, ympäristömuuttujat, kemialliset muuttujat, fysikaaliset muuttujat, karike, LME, teepussi, orgaanisen aineksen hajoaminen, metsäpuuro, rantametsä, boreaalinen metsä		
Tiivistelmä (kirjoitetaan vapaamuotoisesti, selväsanaisesti ja lyhyin lauserakentein, ks. ohje seuraavalla sivulla):			
<p>Orgaanisen aineksen hajoamisen tutkiminen on tärkeää ekosysteemien toiminnan ymmärtämiseksi. Hajotuksen tarkastella ja siitä saatavat tulokset kertovat ekosysteemin tilasta ja ominaisuuksista. Orgaanisen aineksen hajoaminen on tärkeä osa luonnon ravinteiden kiertokulkua. Tutkielman tavoitteena on tarkastella, mitkä ympäristömuuttujat vaikuttavat orgaanisen aineksen hajoamisnopeuteen metsäpuurojen rannoilla. Fysikaalisista muuttujista maaperän lämpötilalla ja kosteudella oletetaan merkittävin vaikutus hajotusnopeuteen. Ravinteet eivät suoraan vaikuta hajotusnopeuteen, mutta ne vaikuttavat maaperän ominaisuuksiin ja siihen, millaisia hajottajaeliöitä maaperässä on. Ravinteet vaikuttavat hajotukseen kahdella tavalla, hajotettavan aineen ravinteet houkuttelevat tiettyjä hajottajia, ja maaperän ravinteet määrittelevät paikallisen eliölajiston.</p> <p>Tutkimusalueena ovat kuusi Pudasjärven alueella sijaitsevaa metsäpuuron rantaa. Jokaisen puuron rantaan perustettiin neljä tutkimuslinjaa kuudella tutkimusruudulla. Hajotusnopeuteen liittyvä aineisto kerättiin teepussien avulla. Tea Bag Index (TBI) on yksinkertaistettu karikepussi menetelmä, jolla voidaan tutkia orgaanisen aineksen hajotusnopeutta. Teepussit olivat maassa kolme kuukautta. Näiden lisäksi tutkimusruutuihin haudattiin lämpötilaloggereita, ruuduista otettiin maaperänäytteitä ja tehtiin kosteusmittauksia. Näiden parametrien avulla tutkittiin orgaanisen aineksen hajoamisen nopeutta ja siihen vaikuttavia tekijöitä.</p> <p>TBI-menetelmä on hyvin vartenotettava tapa kerätä hajotusaineistoa, jos ympäristölle vieraan karikkeen käyttö ei ole ongelma. Hajotukseen vaikuttavia ympäristömuuttujia selvitettiin lineaarisen sekamallin (linear mixed effects, LME) avulla. Fysikaalisilla muuttujilla ei analyysien mukaan ollut merkittävää vaikutusta hajotusnopeuteen. Merkittävimmät hajotukseen vaikuttavat tekijät ovat typpi ja fosfori. Typpi korreloi positiivisesti hajotuksen kanssa, kun taas fosfori negatiivisesti. Tämä tarkoittaa sitä, että typpi on hajotusta kiihdyttävä ja fosfori hajotusta rajoittava muuttuja. On mahdollista, että fosfori ei suoraan hidasta hajotusta, mutta sillä ei ole tulosten mukaan positiivista vaikutusta prosessin kanssa. Hajottajaeliöt saattavat käyttää runsaasti ravinteita maaperästä hajotuksen aikana energiakseen, jolloin fosforin määrä laskisi, kun hajotusnopeus nousee.</p>			
Muita tietoja:			
Päiväys:	30.4.2019		

Sisällysluettelo

1. Johdanto	4
2. Rantametsät.....	6
3. Hajotukseen vaikuttavat tekijät.....	8
3.1 Fysikaaliset muuttujat	10
3.2 Kemialliset muuttujat.....	11
4. Tutkimusalue	15
5. Tutkimusaineisto ja sen kokoaminen.....	20
6. Tutkimusmenetelmät	26
6.1 Alustava tarkastelu.....	27
6.2 Regressioanalyysi	27
6.3 Lineaarinen sekamalli	28
7. Tulokset	30
7.1 Alkutarkastelu	30
7.2 Regressioanalyysi	36
7.3 Lineaarinen sekamalli	38
8. Tulosten tarkastelu ja pohdinta	41
8.1 TBI-menetelmän soveltuvuus aineiston keruuseen	44
8.2 Virhelähteet.....	46
9. Johtopäätökset.....	47
10. Kiitokset.....	49
11. Kirjallisuus.....	50
11.1 Sähköiset lähteet	54
12. Liitteet.....	55

1. Johdanto

Orgaanisen aineksen hajoaminen on tärkeä osa luonnon ravinteiden kiertokulkua ja sen mukaan voidaan arvioida alueellista maaperän hedelmällisyyttä (Kuusela 1990:24). Orgaanisen aineksen hajoamisella tarkoitetaan karikkeen muuttumista humukseksi, sen jälkeen vedeksi ja hiilidioksidiksi. Lopulta humukseen sitoutuneet ravinteet mineralisoituvat maaperään (Kellomäki 2005: 252; Didion ym. 2016: 1). Hajotustoiminta on eliökunnalle elintärkeä biologinen prosessi, joka tuottaa humusta, hajottaa kuollutta ainesta, vapauttaa ravinteita uudelleen eliöiden käytettäväksi ja tuottaa uusia ravinteita aineenvaihdunnan kautta (Brady & Weil 2008: 481). Lämpötila, sadanta, hajottajaeliöt ja maaperän ominaisuudet sääntelevät hajotustoimintaa ja sen tehokkuutta (Didion ym. 2016: 1). Tutkielma keskittyy boreaalisten metsäpurojen rantametsiin. Rantametsät ovat kapeita kaistoja maa- ja vesi ekosysteemien välissä (Fausch ym. 2010: 121). Rantametsät lisäävät paikallista biodiversiteettiä tarjoamalla erilaisen ympäristön ja lajiston, sen lisäksi ne ovat tärkeitä vesien tilan kannalta, sillä ne suodattavat valumavesiä ennen kuin ne valuvat puroon (Sabo ym. 2005: 56). Orgaanisen aineksen hajoamisen tutkiminen on tässä tutkielmassa tärkeää maa- ja vesiekosysteemien toiminnan ymmärtämiseksi, ja siitä saatavat tulokset kertovat ekosysteemien tilasta ja ominaisuuksista.

Orgaanisen aineksen hajoamisen tutkimus on ollut vilkasta siitä lähtien, kun 1960-luvulla kehitettiin karikepussimenetelmä. Karikepussin avulla pystyttiin tutkimaan hajotusnopeutta, tutkittavan aineksen massan muutosta ja vertaamaan tuloksia eri ainesten ja käsittelyjen välillä (Prescott 2010: 133). Muitakin vaihtoehtoisia menetelmiä hajotuksen tutkimiseen on kehitelty vuosien aikana, kuten puuvillakankaan lujuuden ja sellofaanin paineenkeston mittaaminen. Karikepussimenetelmän yleisin ongelma on kuitenkin se, että tuloksia ei voi vertailla esimerkiksi ympäristöjen välillä, sillä pussin sisällä oleva karike on usein erilaista. Tässä tutkielmassa tullaan käyttämään aineiston keruuseen Tea Bag Index (TBI) menetelmää, jossa karikepussin sijaan, hajotettavana aineena on teepussin sisällä oleva tee.

Tutkielman tavoite on tarkastella mitkä ympäristömuuttujat vaikuttavat orgaanisen aineksen hajoamisnopeuteen metsäpurojen rannoilla. Aiheen tutkiminen on tärkeää, koska se voi auttaa hauraiden ekosysteemien suojelussa ja näiden ekosysteemien

toiminnan ymmärtämisessä. TBI-menetelmää on tutkittu monissa erilaisissa ympäristöissä, mutta ei metsäpurojen rannoilla. Aertsin (2006: 721) mukaan pohjoisissa, kylmissä, ympäristöissä on tehty vain vähän maaperän lämpenemiseen ja hajotusnopeuteen liittyvää tutkimusta. Tutkittavat ympäristömuuttujat ovat maaperän lämpötila, kosteus, happamuus ja erilaiset ravinteet. Tutkielman maastokokeet suoritettiin kesän 2018 heinä-syyskuun välisenä aikana. Ympäristömuuttujien vaikutusta hajotukseen tutkitaan lineaaristen analyysimenetelmien avulla. Tutkielmassa pyritään vastaamaan seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

1. Miten maaperän kosteus ja lämpötila vaikuttavat orgaanisen aineksen hajoamiseen?
2. Mitkä maaperän ravinteet vaikuttavat orgaanisen aineksen hajoamiseen?
3. Vaikuttaako maaperän happamuus hajotustoiminnan tehokkuuteen?

Hypoteesina tässä tutkielmassa on, että kosteilla ja lämpimillä alueilla hajotustoiminta olisi tehokkaampaa, kuin kuivilla ja kylmillä alueilla. Oletan myös, että hajotustoiminta olisi kaikkein hitainta erittäin märillä alueilla, johtuen mahdollisista vähähappisista olosuhteista. Pohdin työssäni myös sitä, että onko teepussien käyttö karikepussien sijaan parempi menetelmä hajotuksen tutkimisessa.

2. Rantametsät

Tässä tutkielmassa keskitytään boreaalisiin purojen rantametsiin. Rantametsä tarkoittaa puron, lammen, joen, järven, kosteikon tai muun virtaveden välittömässä läheisyydessä kasvavaa metsää. Tähän kuuluvat myös tulvatasangot ja muut suoraan vesistöön yhteydessä olevat alueet, sekä vesistöstä kauempana oleva ylänkö (Naiman ym. 1998: 289). Rantametsät ovat vaihettumisvyöhykkeitä eli ekotoneja, maa- ja vesiekosysteemien välillä. Ekosysteeminä rantametsät ovat herkkiä alueita, koska ne ovat vaihettumisvyöhykkeitä kahden biotoopin välillä ja ovat ominaisuudeltaan pitkiä, mutta kapeita kaistoja (Fausch ym.2010: 121). Alla oleva kuva on tutkielman tutkimusalueelta Pudasjärveltä, josta näkee rantametsän rehevää kasvillisuutta ja puron luonnontilaisenkaltaisen tilan (kuva 1). Nilssonin ja Svedmarkin (2002: 468) mukaan rantametsän ja metsän rajaa voi olla haastavaa määritellä, sillä se voi koostua mosaiikin kaltaisista paloista erilaisia eliöyhteisöjä, ympäristöjä ja maaperiä, jotka eivät ole samanlaisia kaikkialla.



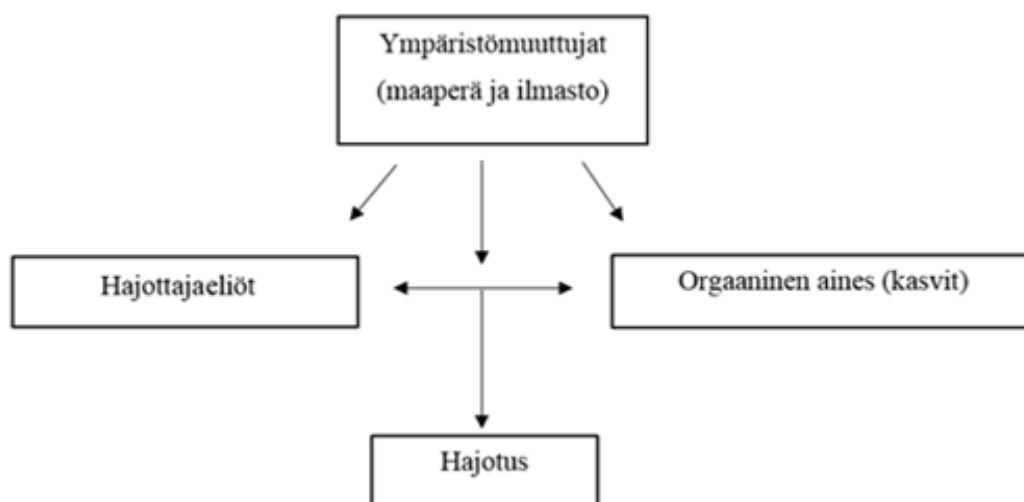
Kuva 1. Boreaalinen metsäpuro ja rantametsä Pudasjärvellä, kuva on eräästä tutkimusalueen purosta. Puro on luonnontilaisenkaltaisen ja rannan kasvillisuus on hyvin rehevää ja lehtomaista. Kuva Mari Tolkkinen 2018.

Rantametsät ovat monimuotoisia ja runsaslajisia elinympäristöjä (Suurkuukka ym. 2014: 10). Rantametsät kasvattavat alueellista biodiversiteettiä tarjoamalla erilaisen habitaatin muuhun ympäröivään metsään nähden. Lisäksi rantametsäkaistat suojaavat pienvesiä sitä ympäröiviltä muutoksilta, kuten maanpinnan eroosiolta ja ravinteiden ja epäpuhtauksien huuhtoutumiselta suodattamalla valumavesiä (Sabo ym. 2005: 56). Näillä alueilla on usein normaalia korkeammalla oleva pohjavesialue ja maaperänkosteus ovat muuhun metsään verrattuna korkeampi (Moore ym. 2005: 815), jolloin kasvillisuus voi olla rehevämpää, kuin muualla metsässä.

Puron tai pienveden lämpötila ja rantametsän mikroilmasto ovat yksi merkittävimpiä tekijöitä, jotka tekevät rantametsästä erityisen elinympäristön. Rantametsän mikroilmasto säätelee pienveden lämpötilaa ja pienveden lämpötila vaikuttaa rantametsän mikroilmastoon. Verrattuna avoimeen ympäristöön, tiheän puuston latvat ja oksat vähentävät auringonsäteilyä ja muuttavat sateen kulkua ja tuulen nopeutta metsän pohjalla. Nämä muuttujat vaikuttavat paikalliseen lämpötilaan ja kosteuteen rantametsissä (Moore ym. 2005: 813–814.) Boreaalisen rantametsän tyypillinen kasvillisuus vaihtuu rannan välittömän läheisyyden ruoho- ja heinäkasveista (kuten sarat), pensasmaisiin kasveihin (esimerkiksi pajut, kanervat, varvut) ja lopulta puuvaltaiseen metsään (kuusi, tervaleppä, koivu) (Mossbergin ym. 1992 Anderson ym. 2000: 1097 mukaan). Putkilokasvien lisäksi rantametsissä on runsaasti myös erilaisia sammalia ja maksasammalia (Lind ym. 2014: 4177).

3. Hajotukseen vaikuttavat tekijät

Orgaanisen aineksen hajoaminen on biologinen prosessi, jossa toisenvaraiset hajottajaeliöt hankkivat tarvitsemansa energian kuolleista kasveista ja eläimistä (Kellomäki 2005: 255). Selkärangattomat eliöt hajottavat orgaanisen aineksen pienemmiksi paloikis, jonka jälkeen hajottajaeliöt, kuten bakteerit ja sienet, muuntavat sen kemiallisesti epäorgaanisiksi aineiksi (Aerts 2006: 720). Tässä tutkielmassa hajottajaeliöistä käytetään yleisnimitystä, jolla tarkoitetaan sekä selkärangattomia eliöitä, että sieniä ja bakteereja, jotka käyttävät kuollutta orgaanista ainesta energiakseen. Hajotusnopeuteen vaikuttaa suuressa määrin hajottajaeliöyhteisöjen koostumus, sekä orgaanisen aineksen laatu, että määrä. Näihin tekijöihin taas vaikuttavat ympäristömuuttujat, kuten paikallinen ilmasto ja maaperän ominaisuudet (Makkonen 2012: 1033; Didion ym. 2016: 2). Kuva 2 esittää tämän asian yksinkertaisella kaaviolla. Hajotukseen vaikuttavista alueellisista ympäristömuuttujista merkittävimpiä ovat kosteus ja lämpötila ja paikallisista muuttujista alueen kasvillisuus ja siitä johtuva maaperän kemiallinen koostumus (Williams & Gray 1975: 615). Orgaanisen aineksen hajoaminen on usein hidasta boreaalisilla alueilla maaperän matalan lämpötilan vuoksi. Maaperän alhainen lämpötila hidastaa hajoamista, minkä vuoksi orgaanisen aineksen kierto hidastuu ja maaperän hiilivarastot kasvavat (Sierra ym. 2015: 351). Hajoamista rajoittaa myös hapen puute ja liiallinen kosteuspitoisuus. Näiden kolmen tekijän välillä tulisi olla tasapaino, jotta hajoaminen olisi mahdollisimman tehokasta. Ravinteiden vaikutus hajoamiseen ei ole yhtä suora, mutta ravinteet vaikuttavat hajottajaeliöiden esiintymiseen.



Kuva 2. Ympäristömuuttujien, hajottajaeliöiden, hajotuksen ja orgaanisen aineksen suhteet toisiinsa. Aineisto: Makkonen 2012:1033 ja Didion ym. 2016:2 mukaillen.

Epäorgaaniset ainekset, kuten ravinteet, ovat hajottajaeliöille helposti käytettävässä muodossa, kun ympäröivä maaperä on kosteaa. Epäorgaaniset ainekset tarjoavat hajottajaeliöille niiden tarvitsemia ravinteita, lisäävät niiden tuottavuutta ja ne muokkaavat maaperää eliöille edullisemmaksi (Dickinson 1975: 644). Hajotus vaatii toimiakseen kyllin korkean lämpötilan, kosteutta, happea, sopivan happamuuden, hajottajien entsyymejä ja hajotettavaa ainesta oikeassa paikassa oikeaan aikaan (Prescott 2010: 141).

Kellomäen (2005: 255) mukaan karikkeen määrä vähenee, kun kuljetaan päiväntasaajalta pohjoiseen, johtuen veden määrän laskusta. Veden niukkuus vähentäisi karikesatoa lämpöoloista riippumatta. Myöskin hajotusnopeus hidastuu päiväntasaajaan verrattuna alhaisemman lämpötilan ja karikkeen alhaisen ravinnepitoisuuden vuoksi. Pohjoisilla alueilla maaperään kerääntyy enemmän orgaanista ainetta ja suuremmat ravinnevarastot, kun taas päiväntasaajalla ravinteiden kierto on nopeaa ja suurin osa käytettävistä ravinteista on karikkeessa. Yleispiirteisesti siis, mitä karumpi alue, sitä enemmän ravinteita on varastoitunut maaperän orgaaniseen ainekseen ja taas rehevillä kasvupaikoilla ravinteet ovat karikkeessa. Makkonen ym. (2012: 1037) tutkimus myöskin vahvistaa oletusta siitä, että trooppisissa ympäristöissä orgaanisen aineksen hajoaminen

on mittavampaa, kuin subarktisilla alueilla. Heidän mukaansa subarktisen, lauhkean ja Välimeren ilmaston karike hajoaa nopeammin, kuin trooppinen karike (Makkonen ym. 2012: 1037-1038). Tämä tarkoittaa sitä, että trooppiset alueet tuottavat enemmän kariketta, mutta se hajoaa hitaammin, kun taas pohjoisilla alueilla kasvit tuottavat vähemmän kariketta, mutta se hajoaa nopeammin.

3.1 Fysikaaliset muuttujat

Ympäristömuuttujista lämpötilaa pidetään globaalisti merkittävimpänä muuttujana, joka vaikuttaa orgaanisen aineksen hajoamiseen (Brady & Weil 2008: 503; Makkonen 2012: 1033). Maaperän lämpötilaan vaikuttavat muun muassa maanpinnalla olevan varjostavan kasvillisuuden määrä, maaperän väri, syvyys, tiiviys, maanpinnan kaltevuus, karikekerroksen paksuus ja paikallinen veden kierto. Ilman lämpötilan vaihtelu on paljon suurempaa, kuin maaperässä tapahtuva lämpötilan vaihtelu, jolloin lämpöolosuhteet ovat maaperässä vakaammat (Dickinson 1975: 641).

Maaperän lämpötilan nouseminen voi vaikuttaa maaperän hiilivarantoihin. On arvioitu, että ilmastomuutos ja siitä johtuva mahdollinen ilmaston lämpeneminen, pienentäisivät hiilen määrää. Karhu ym. (2010) tutkimuksessa selvitettiin muun muassa miten hiilen määrä muuttuu maaperässä lämpötilan nousun myötä. Heidän tuloksensa viittaavat siihen, että maaperän hiilen määrä laskee, kun maaperän lämpötila nousee. Tällöin ilmaston lämpeneminen johtaisi maaperän hiilivarantojen pienenemiseen nousevan hajotusnopeuden vuoksi (Karhu ym. 2010: 81). Conantin ym. (2011: 3401) mukaan maaperän lämpeneminen vaikuttaisi vaikeammin hajotettavan orgaanisen aineksen hajotukseen positiivisesti. Tämä voisi johtua joko hajottajaeliöiden toiminnasta, taikka vaikeammin hajotettavan aineen rakenne saattaisi muuttua lämpenemisen myötä. Sellainen maaperä, jossa orgaaninen aines hajoaa hitaasti, usein reagoi enemmän lämpötilan nousuun, kuin rehevämmät alueet (Conant ym. (2011: 3395).

Vanhala ym. (2008) tutkivat miten boreaalisen metsävyöhykkeen eteläisimmän ja pohjoisimman raja-alueen orgaanisen aineksen hajoaminen vaihtelee lämpötilan muuttuessa. Hajotuksen lämpötilaherkkyys, eli se miten herkästi hajotusnopeus vaihtelee lämpötilan noususta, laskee, kun lämpötila nousee. Pohjoisten alueiden maaperän reagoi

herkimmin lämpötilan nousuun, sillä siellä on yleensä alhaisemmat lämpötilat. Tällaista vaikutusta ei ole lämpimien alueiden maaperissä. Tämä tarkoittaa sitä, että pohjoisilla alueilla on odotettavissa maaperän hiilivarantojen hupenemista, jos ilmaston lämpötila nousee (Vanhala ym. 2008: 1763). Aertsin (2006: 720) mukaan lämpötilan nousu, ja siitä johtuva maaperän kosteuden muuttuminen, voivat vaikuttaa hajottajaeliö yhteisöjen rakenteisiin ja toimintaan. Tällöin esimerkiksi eteläiset lajit siirtyvät kohti pohjoista, kun pohjoisten eliöiden elinolot muuttuvat epäsuotuisiksi.

Sulkavan ja Huhdan (2003: 237) mukaan poikkeukselliset talven sääolosuhteet, äärimmäinen kylmyys, poikkeuksellinen lämpimyys tai raju lämpötilan vaihtelu, vaikuttavat maaperän eliöiden biomassaan, populaatioihin ja yhteisöjen rakenteisiin. Toisaalta ajoittainen stressi voi jopa kiihdyttää ravinteiden mineralisaatiota maaperässä, kun elinolot muuttuvat takaisin normaaleiksi (Brady & Weil 2008: 503).

Maaperän kosteus on lämpötilan lisäksi hajotusta rajoittavin tekijä (esimerkiksi Wang ym. 2016). Liian kosteassa maaperässä, jossa kaasujen, kuten hapen ja hiilidioksidin, liikkuvuus ei ole sujuvaa, hajottajaeliöt kuluttavat käytettävissä olevan hapen ja näin muuttavat olosuhteet anaerobisiksi eli hapettomiksi (Williams & Gray 1975: 619). Tällöin hajotustoiminta pysähtyy tai hidastuu merkittävästi. Maaperän kosteuden tulisi olla 30 % ja 80 % välillä, hajotuksen ollessa kaikkein tehokkainta 60 % - 75 % välillä. Maaperän kosteuden ollessa alle 30% hajotustoiminta on rajoittunutta, riippumatta muiden tekijöiden vaikutuksesta. Yli 80% kosteus vaikuttaa hajoamiseen negatiivisesti, mutta ei täysin pysäytä sitä (Prescott 2010: 136). Aertsin (2006: 721) mukaan maaperänkosteus on hajotustoimintaa rajoittava tekijä, vaikka aihetta on tutkittu vähän.

3.2 Kemialliset muuttujat

Maaperän kemiallisiin muuttujiin kuuluu tässä tutkielmassa maaperän happamuus ja erilaiset ravinteet. Ravinteet vaikuttavat hajotukseen prosessin sisällä ja sen ulkopuolella (Ågren ym. 2001: 94). Hajotuksen sisällä tarkoittaa sitä, että hajotettavan aineen sisällä olevat ravinteet vaikuttavat siihen, mitkä tietyt hajottajaeliöt ovat siitä kiinnostuneet. Ulkopuolella taas maaperässä olevat ravinteet vaikuttavat paikalliseen hajottajaeliö

lajistoon, eli mitä eliöitä kyseisessä paikassa on. Wardle & Lavelle (1997: 107) kertovat samankaltaisesta vaikutuksesta top-down ja bottom-up efektinä. Mikäli organismit ovat kilpailutilanteessa maaperän ravinteista, hajotettavan aineksen ravinteet ovat organismeja rajoittava tekijä (*bottom-up*). Mikäli maaperässä on runsaasti ravinteita, organismeja rajoittava tekijä on saalistaja-saalis-suhde (*top-down*). Myöskin Kellomäen (2005: 255) sekä Bradyn ja Weilin (2008: 503) mukaan karikkeen ominaisuuden vaikuttavat hajotusnopeuteen ympäristöolojen ja ravinteiden lisäksi.

Ravinteiden vaikutus hajotukseen ei ole suora, esimerkiksi runsas magnesiumin määrä ei vaikuta hajotukseen, mutta se vaikuttaa maaperässä eläviin hajottajaeliöihin. Kuuselan (1990: 25) ja Lindahlin ym. (2002: 125) mukaan boreaalisten metsien merkittävimmät hajottajaeliöt ovat kantasienet (*Basidiomycetous fungi*). Hajottajaeliöt käyttävän maaperässä olevaa hiiltä energiakseen ja typpi imeytyy solujen proteiineihin. Typen niukkuus on usein hajottajasienien esiintymistä rajoittava tekijä (Lindahl ym. 2002: 125). Lisäksi maaperän happamuus ja erityisesti typen ja hiilen suhde vaikuttavat siihen, mitä hajottajia maaperässä on (Högberg ym. 2006: 598). Typpi on maaperän ravinteista merkittävin muuttuja, joka vaikuttaa hajotusnopeuteen (Ågren ym. 2001: 94). Hajotettavan aineen korkea typpipitoisuus kiihdyttää hajotusnopeutta prosessin alkuvaiheessa (Williams & Gray 1975: 625). Toisin kuin mitä Williams ja Gray (1975: 625) sanoo, Bergin (1999: 13) tutkimuksen mukaan hajotettavan aineen korkea typpipitoisuus hidastaa hajotusta. Typen vaikutus hajotukseen on siis vielä hieman epäselvää tai tutkimusaluekohtaista. Ågrenin ym. (2001: 97) tutkimuksessa maaperään lisättiin lannoittamalla typpeä, jolloin hajottajien tehokkuus nousi. Heidän mukaansa tämä voisi johtua siitä, että hajottajayhteisöjen rakenne muuttui lisäyksestä sellaiseksi, jossa on tehokkaampia hajottajaeliöitä, jotka tarvitsevat enemmän typpeä.

Boreaalisten metsien niukkaravinteisuus usein hankaloittaa hajottajaeliöiden, kuten sienten, elinoloja, sillä ne joutuvat kilpailemaan muiden eliöiden kanssa tärkeistä ravinteista. Erilaiset sienilajit vaikuttavat paikallisen ekosysteemin hiilenkiertoon ja hajotukseen eri tavoilla (Lindahl ym. 2002: 132). Tuoreessa karikkeessa voi olla vähän makroravinteita, kuten typpeä, fosforia ja rikkiä, joka voi hidastaa hajotustoimintaa (Berg 1999: 13). Kasvillisuus voi vaikuttaa muun muassa typen mineralisoitumiseen maaperässä. Ste-Marien ja Parén (1999: 1585–1586) mukaan typpi mineralisoituu

havumetsissä lehtimetsiä huonommin maaperän pH-arvon vuoksi. Heidän mukaansa neutraali tai jopa emäksinen maaperä tehostaa typen mineralisoitumista ja mineralisoitumista ei tapahdu ollenkaan, kun pH-arvo on alle 4,5. Kuuselan (1990: 25) mukaan abioottisen ympäristömuuttujat vaikuttavat enemmän hajotusnopeuteen, kuin eri hajottajaeliö lajien määrä.

Hiilidioksidin määrä vaikuttaa maaperän happamuuteen, joka taas vaikuttaa mikrohabitatteihin ja niissä eläviin organismeihin (Dickinson 1975: 641). Maaperän pH-arvoon vaikuttavat monet tekijät, kuten sen lähiympäristössä kasvavat kasvit ja se, miten pitkälle hajonnutta orgaanista ainesta maaperässä on. Yleisesti ottaen hajoava lehtiaines on hapanta, havupuiden neulaset happamoittavat maaperää lehtipuiden lehtiä enemmän. Sekametsissä lehtipuut usein tuottavat enemmän orgaanista ainesta ja alentavat maaperän happamuutta (Williams & Gray 1975: 619). Maaperän pH-arvo vaikuttaa merkittävästi siihen, voiko maaperässä esiintyä tiettyjä hajottajaeliöitä. Monet hajottajaeliöt ovat vähemmän aktiivisia tai puuttuvat täysin, jos maaperän pH-arvo on alle 5 (Williams & Gray 1975: 622). Bradyn ja Weilin (2008: 384) mukaan hajottajasienet suosivat alhaisen pH-arvon maaperiä, sillä niissä on vähemmän kilpailua muiden hajottajaeliöiden kanssa. On otettava huomioon, että pH-arvon mittaaminen maaperästä merkitsevällä tavalla on hyvin haasteellista, sillä se voi vaihdella hyvin rajusti pienilläkin alueilla (Dickinson 1975: 643). Sjörsin (1959) tutkimuksen mukaan orgaanisen aineksen pH-arvo muuttuu hajoamisen myötä. Hän havaitsi, että 34 päivän aikana tapahtuneessa hajotuksessa muun muassa rauduskoivun, raidan, vuorijalavan ja saarnin lehtien pH-arvo nousi, eli ne muuttuivat emäksisemmäksi. Tällainen muutos saattaa vaikuttaa myös maaperän happamuuteen pienellä alueella.

Havumetsissä ravinteet ovat usein varastoituneet eläviin kasveihin ja sieniin, ei niinkään maaperään, toisin kuin rehevämmässä ympäristössä. Kilpailu ravinteista on niin suurta, että kasveilla ja eliöillä ei ole varaa jättää ravinteita maaperään. Hajottajasienet hajottavat orgaanisen aineen, jonka jälkeen ravinteiden pitäisi mineralisoitua maaperään, mutta näissä ympäristöissä vain murto-osa ravinteista vapautuu maaperään (Lindahl ym. 2002: 125). Hajottajasienten kannalta orgaanisen aineksen hajoamiseen ei niinkään vaikuta se, mitä ravinteita maaperässä on, vaan hajotettavan aineksien sisältämät ravinteet (Berg ym.

1987 Lindahl ym. 2002:132 mukaan). Hajottajasienet ja mikro-organismit ovat merkittäviä tekijöitä boreaalisten metsien hiilen ja ravinteiden kierrossa.

Maaperässä oleva orgaaninen aines vaikuttaa maaperän ominaisuuksiin ja toimintaan. Orgaaniseen ainekseen on sitoutunut valtavia määriä hiiltä. Tämän vuoksi on tärkeää seurata maaperän toimintaan, sillä maaperästä vapautuva hiili voi haitallisesti vaikuttaa ilmastonmuutokseen. Maaperän hiilen määrään vaikuttaa ilmastolliset muuttujat, yleisesti viileämissä ja kosteissa ilmastoissa on enemmän hiiltä, kuin kuivissa ja lämpimissä (Brady & Weil 2008: 538). Fosfori on tärkeä kasvien ravinne ja osa eliöiden aineenvaihduntaan (Gressel & McCollin 1997:297). Magnesiumin, kalsiumin, kaliumin ja hiilen vaikutuksesta hajotukseen on hyvin vähän tietoa, erityisesti boreaalisissa metsissä. Näillä kaikilla ravinteilla on tärkeä rooli muun muassa kasvien eri osien muodostumisessa ja aineenvaihdunnassa (Kellomäki 2005: 43 ja Brady & Weil 2008).

4. Tutkimusalue

Tutkimus tehtiin boreaalisilla metsäpurojen rannoilla. Tutkimusalueen valinnassa hyödynnettiin kosteusindeksi- ja Metsäkeskuksen metsävarakarttoja. Kosteusindeksien laskentaan käytettiin Depth to Water ja Topographic Wetness Index menetelmiä. Aineiston resoluutio on 2x2 metrin (m) ruutuja. Metsäkeskuksen metsävara-aineiston on julkinen tietokanta, joka kuvaa yksityisten henkilöiden ja tahojen omistamia metsiä ja niiden käyttöä ja hoitoa (Metsäkeskus: Metsätietopalvelu 2016). Metsäkeskus tuottaa tätä aineistoa vektorimuotoisena paikkatietona.

Tutkimusalueen kriteereinä oli, että puron pitää olla pieni, enintään kolme metriä leveä, luonnontilaisenkaltaisen, metsä on varttunutta kasvatusmetsää, maaperän humuspitoista kangas- tai turvemaata, metsänhavumetsävaltaista ja rannassa täytyi olla kosteusindeksin mukaan kosteusvaihtelua 20 m vyöhykkeellä. Pudasjärven alue kuuluu peräpohjolan metsäkasvillisuusvyöhykkeeseen. Peräpohjolan alueella kasvukauden pituus on 120-140 päivää, Maaperä on moreenipohjaista ja karua (Kuusipalo 1996: 14). Peräpohjolan tuoreet kangasmetsät ovat seinäsammal-mustikkatyyppiä (HMT) ovat kosteiden vaaramaiden perusmetsätyyppi. Näissä metsätyypeissä yleisin puulaji on kuusi ja aluskasvillisuus koostuu muun muassa mustikasta, vanamosta, variksenmarjasta, suopursusta ja juolukasta. Heinämäisistä kasveista metsälauha on yleisin. Sammalkerros koostuu useimmin nimensä mukaan seinäsammaleesta (Kuusipalo 1996: 121-122). Kurjenpolvi-mustikkatyyppiä (GMT) tavataan peräpohjolan alueella usein purojen rehevillä varsilla. Puusto ja varvusto ovat samankaltaista kuin seinäsammal-mustikkatyyppissä. Heinä- ja ruohokasvillisuus koostuu metsäimarteesta, metsätähdistä, lillukoista, kevätpiiposta ja metsäkurjenpolvesta.

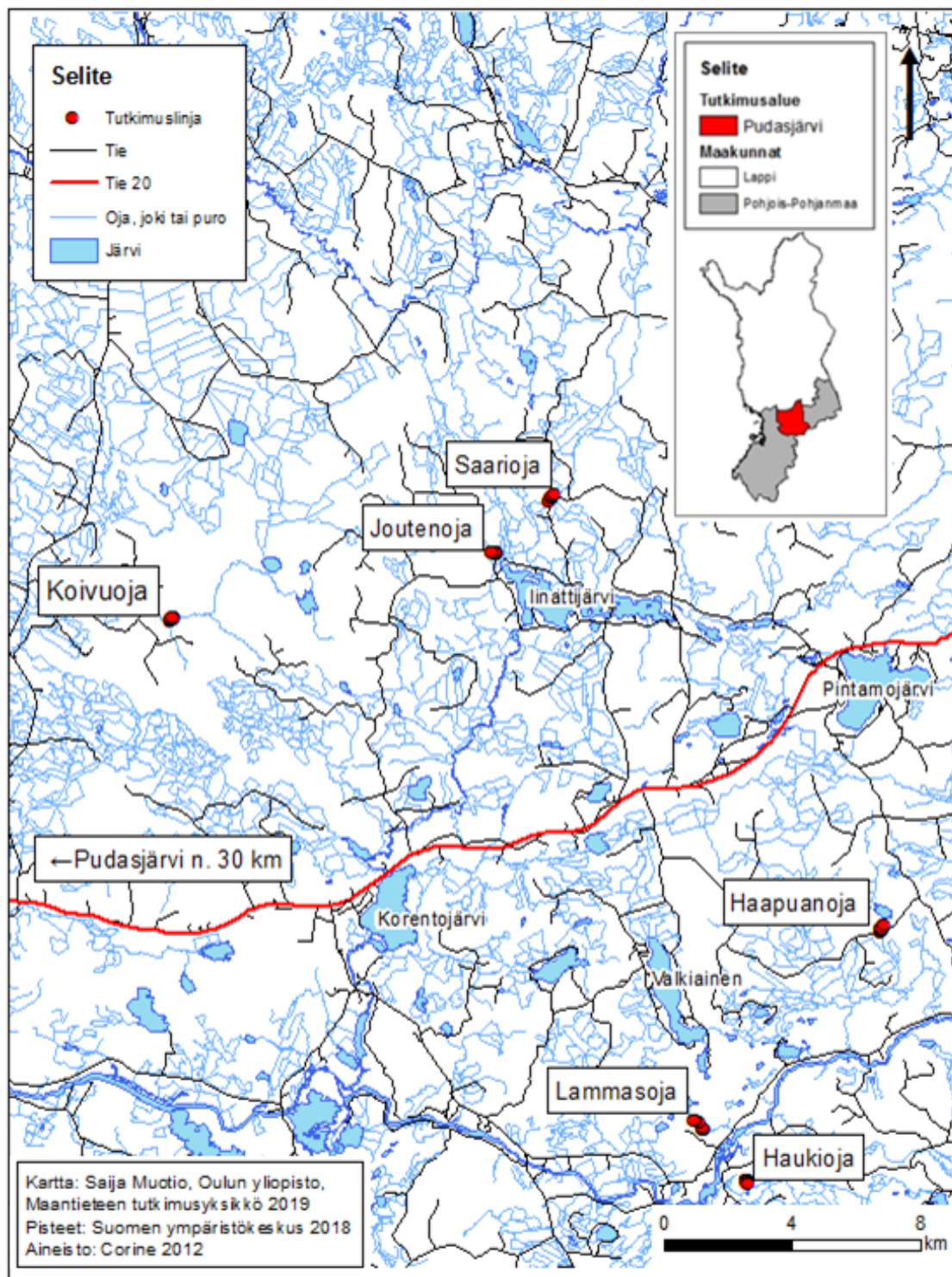
Yleisin sammallaji on metsäliekosammal (Kuusipalo 1996: 123–124). Yleisesti mustikkatyyppin metsien humuksen pH-arvo on 4,8 (Kellomäki 2005: 48). Kuuselan (1990: 19) mukaan magnesium, fosfori ja kalsium ovat sellaisia ravinteita, jotka keraantuvat maaperään muun muassa ympäröivän kiviaineksen kulumisesta ja hajoamisesta. Nämä ravinteet ovat epäorgaanisia, kun taas hiili ja typpi ovat orgaanisia.

Alla olevassa taulukossa 1 on esitetty tutkimusalueelle ominaisen metsätyyppin maaperän ravinteita ja niiden määriä kiloa-hehtaarissa (kg/ha) yksiköllä.

Taulukko 1. Mustikkatyyppin metsien ravinteiden yleinen koostumus Kellomäki 2005:48 mukaillen.

	Humuskerroksen ravinteet, kg/ha⁻¹	Kivennäismaan ravinteet, kg/ha⁻¹
N	530	2000
P	37	7
K	37	41
Ca	160	162
Mg	26	27

Tutkimukseen valikoitui kuusi (6) puroa Pohjois-Pohjanmaalta, Pudasjärven alueelta (kuva 3). Purot ovat Haapuanoja, Koivuoja, Haukioja, Joutenoja, Saarioja ja Lammasoja. Jokaisen puron varteen perustettiin neljä 20 m tutkimuslinjaa kuudella tutkimusruudulla. Jokaisen puron neljästä tutkimus linjasta kaksi oli, kosteusindeksikartan ja aluskasvillisuuden perusteella, niin sanottuja kuivia linjoja ja toiset kaksi kosteita. Linjoja oli siis yhteensä 24 kpl ja tutkimusruutuja 144 kpl.



Kuva 3. Karttakuva Pudasjärven alueesta ja tutkimuspurojen sijainneista.

Valikoiduissa rantametsissä oli vain vähän maanpinnan korkeuden vaihtelua. Kosteiden ja kuivien tutkimuslinjojen kasvillisuus on hyvin selkeästi erilaista. Kuvassa 4 vasemmanpuoleinen kuva on kosteasta tutkimuslinjasta, jonka kasvillisuus on hyvin rehevää ja siellä on paljon heinä- ja saniaiskasveja. Kuvassa oikealla on taas kuiva tutkimuslinja, jonka kasvillisuus koostuu varvuista ja pensasmaisista kasveista

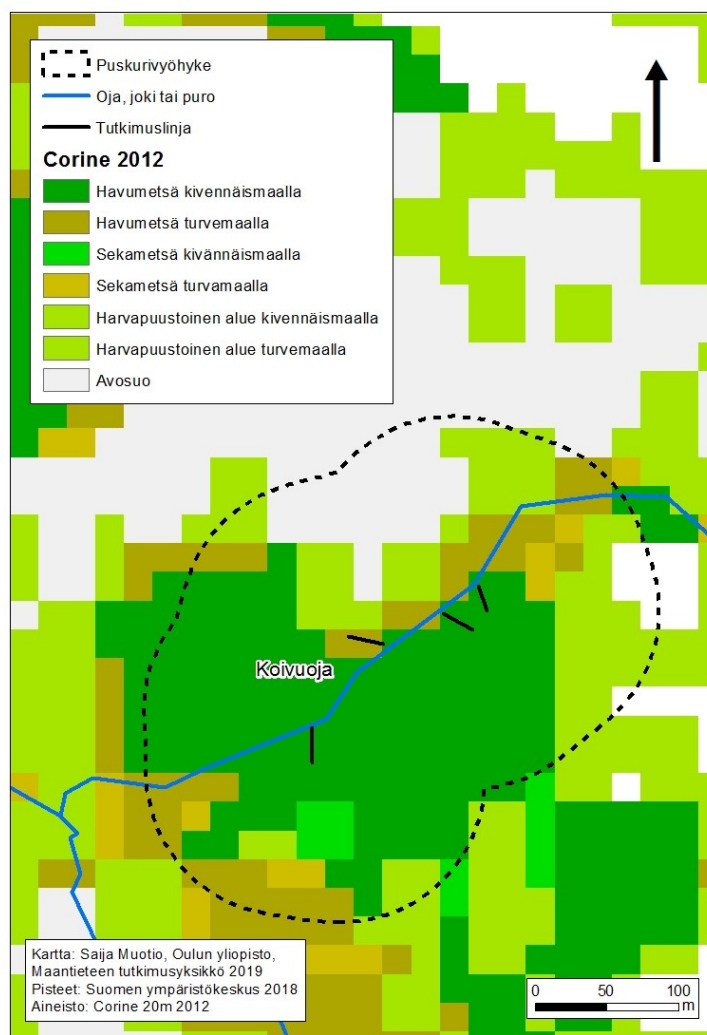


Kuva 4. Vasemmalla kuva kosteasta tutkimuslinjasta ja sen kasvillisuudesta, oikealla kuiva tutkimuslinja. Kuva Mari Tolkkinen 2018.

Selvitin tutkimusaluetta ympäröivän metsän rakenteen Suomen ympäristökeskuksen Corine maanpeite- aineistolla käyttäen tutkimusalueen ympärillä 100 m puskurivyöhykettä tutkimuslinjan päästä. Kyseinen maanpeite aineisto kuvaa maankäyttöä ja maanpeitettä Suomessa vuonna 2012. Aineiston mukaan suurin osa tutkimusalueen metsästä koostuu kivennäismaa pohjaisesta havumetsästä. Alla olevaan taulukkoon on kirjattu merkittävimmät maatyypiluokat ja niiden määrät tutkimusalueella hehtaareina (ha) (taulukko 2). Alla on myös esimerkkikuva siitä, miltä puskurivyöhyke näyttää kartassa (kuva 5).

Taulukko 2. Tutkimusalueen metsäpuroja ympäröivän alueen rakenne 100 metrin puskurivyöhykkeellä. Luvut ovat hehtaareina, ”kiv.”-lyhenne tarkoittaa kivennäismaata ja turve turvemaata. Aineisto Corine maanpeite 20*20 m, 2012.

Puro	Havu kiv.	Havu turve	Sekametsä kiv.	Sekametsä turve	Avosuo
Koivuoja	4,36	1,04	0,16	0,24	1,16
Joutenoja	0,08	1,76		3,36	0,44
Saarioja	9,36	0,12	0,28		
Haapuanaja	8,48		2		
Lammasoja	12,68	1,96	0,72	0,28	0,32
Haukioja	5,64	0,6	0,2		
Yhteensä	40,6 ha	5,48 ha	3,36 ha	3,88 ha	1,92 ha



Kuva 5. Karttakuva Koivuojaan purosta, sen tutkimuslinjoista ja 100 m puskurivyöhykkeestä.

5. Tutkimusaineisto ja sen kokoaminen

Tutkielmassa käytettävä aineisto on Suomen ympäristökeskuksen tuottamaa tietoa. Menetelmänä Tea Bag Index (TBI) perustuu yksinkertaistettuun karikepussimenetelmään, jossa kerätään ja kuivataan lehtikariketta hajoamattomaan pussiin, ja sitä kautta seurataan orgaanisen aineksen hajoamisnopeutta. Ainoana muutoksena TBI metodissa on, että karikepussin sijaan käytetään polypropeenista valmistettuja valmiita teepusseja. Tämä vähentää valmistelevan työn määrää, sillä pussin sisällä olevan teen määrä ja laatu ovat teollisen tuotannon vuoksi suhteellisen luotettavasti tasalaatuisia. Vastaavanlaisia metodeja ovat muun muassa puuvillanauhan lujuuden ja sellofaani paineen kestävyys testauksen kautta selvitetty hajoamisnopeus (Frouz, Holásek & Šourková 2003).

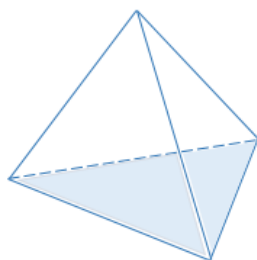
Tutkielmassa käytettävä orgaanisen aineksen hajoamista tutkiva menetelmä kehitettiin vuonna 2010 kansainvälisen tutkijaryhmän johdolla (Tea bag index: The project 2016). Teepusseja käyttämällä voidaan pienentää erilaisen lehtikarikkeen käytöstä aiheutuvaa aineiston vääristymän riskiä. Menetelmän selkeimmät vahvuudet ovat, että valmistelevaa työtä on vähemmän verrattuna karikepussiin, se on yksinkertainen, edullinen, materiaalit ovat helposti saatavilla ja tuloksia voidaan vertailla globaalisti eri biomien välillä (Didion ym 2016: 2).

TBI-menetelmä tarjoaa laskukaavat hajotusnopeuden (k) laskentaan. Perinteisessä karikepussimenetelmässä usein oletetaan, että hajoavan aineksen puoliintumisaika on vakio. Edellä mainitun oletuksen ongelma on se, että se ei huomioi orgaanisen aineksen eri rakenteiden hajoamisnopeutta. Esimerkiksi lehdissä lehtilapa, joka on helposti hajoavaa (labiilia) ainesta, hajoaa usein nopeammin, kuin lehtiruoti ja –suonet, jotka ovat vaikeammin hajoavaa ainesta (kuva 6). Perinteisessä menetelmässä lasketaan tutkittavan aineksen menetetty paino eksponentiaaliseen hajotusfunktioon, jossa hajotus (k) on jatkuva, eli sen mukaan kaikki orgaaninen aines hajoaa yhtä nopeasti. TBI-menetelmässä taas otetaan huomioon hajotettavan aineksen erilaisuus, k ei ole jatkuva, vaan se pienenee ajan myötä, kun helposti hajoavan aineksen määrä pienenee (Keuskamp ym. 2013: 1072).



Kuva 6. Haavan lehti, jonka vasemmasta laidasta on labiili aines hajonnut pois, jättäen jälkeensä lehtisuonet. Kuva Marianne Muotio 2019.

Tutkielmaan valikoidut teepussit ovat Lipton-yhtiön valmistamia tetraedrin muotoisia muovisia, polypropeenista valmistettuja, teepusseja (kuva 7). TBI-metodin mukaan, jotta data olisi vertailukelpoista, käytettävien teepussien ja niiden sisällä olevan teen tulisi olla samanlaisia (Keuskamp ym. 2013: 1071). Polypropeeni ei maadu yhtä nopeasti, kuin tavallinen puukuidusta valmistettu teepussi. Tutkielmaan valitut teet ovat Liptonin vihreä tee (Sencha exclusive collection) ja rooibos-tee (Herbal infusion Rooibos – Rooibos and hibiscus). Taulukkoon 3 on koottu teepusseihin liittyviä lukuja ja tietoa. Menetelmään on määritellyt kyseiset käytettävät teetyypit, koska vihreä tee on labiilia ainesta ja rooibos-tee vaikeammin hajotettavaa (*recalcitrant*) ainesta, antaen kaksi eri parametria, jotka ilmaisevat hajoamisen eri vaiheita (Keuskamp ym. 2013: 1072). Yleensä hajotuksen alkuvaiheessa orgaanisen aineksen paino putoaa nopeasti, kun hajottajat kuluttavat materiaalista helposti hajoavat osat. Tämän jälkeen hajotusnopeus hidastuu, kun hajottajilla on käytettävissään vain vaikeammin hajotettavaa materiaalia. TBI-menetelmässä vihreän teen nopea hajoaminen tuottaa stabilisaatio faktorin ja koska rooibos-tee hajoaa vihreää teetä merkittävästi hitaammin, näiden kahden teelaadun hajoamisnopeuksia vertaamalla saadaan laskettua hajotusnopeus (k) (Keuskamp ym. 2013: 1072-1073).



Kuva 7. Tutkielmassa käytettyjä teepusseja kutsutaan ”pyramidi” pusseiksi, muoto on kuitenkin tetraedri. Kuva Saija Muotio 2019.

Taulukko 3. Tutkielmassa käytettyjen teepussien määrä ja laatu. Aineisto Keuskamp ym. 2013:1072).

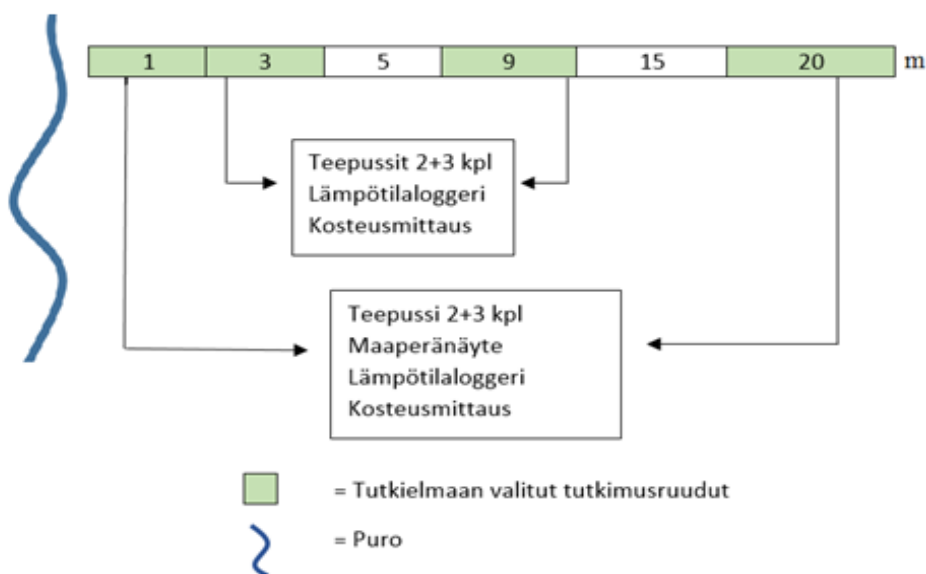
	kpl	Teelaatu	Sisältö
Vihreä tee	192	Lipton Sencha exclusive collection, EAN 8714100770542	89 % vihreää teetä
Rooibos tee	288	Lipton Herbal infusion Rooibos – Rooibos and hibiscus, EAN 8722700188438	93 % rooibos-teetä
Yhteensä	480		+ luonnollisia aromeja molemmissa
Puuttuvia	11		
Analyysiin	469		
Muuta		Teepussin verkon silmäkoko 0,25 millimetriä	

Teepussien käsittely aloitettiin vuoden 2018 kesäkuun lopussa teepussien alkupunnituksella Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) laboratoriossa. Työn suoritti SYKE:n harjoittelija Ilkka Puumala. Teepusseja kuivatettiin uunissa +40 celsiusasteessa (°C) neljän tunnin ajan, jonka jälkeen niiden annettiin jäähtyä eksikaattorissa. Eksikaattori on paksulasinen tyhjiöastia, jonka pohjalla on silikaattia, joka imee itseensä kosteutta. Teepussien narun päähän lisättiin teippilappu, johon kirjoitettiin tutkimusruudun tunnuskoodi. Maastokokeessa teepussit haudattiin niin, että lappu jäi maanpinnalle (kuva 8). Teepussi punnittiin teippeineen 0,0001 g tarkkuudella. Punnituksen jälkeen teepussit suljettiin Minigrip-pusseihin, joissa ne kuljetettiin maastoon. Maastokoe aloitettiin heinäkuussa 2018 hautaamalla 480 teepussia tutkimusalueen purojen varteen ennalta suunniteltuihin tutkimusruutuihin.



Kuva 8. Koivuoajassa sijaitseva tutkimusruutu ja sinne haudatut teepussit. Harmaa teippiset ovat rooibosteetä ja siniset vihreää teetä. Kuva Mari Tolkkinen 2018.

Tutkimuslinjoille sijoitettiin yhteensä kuusi 1 neliön (m^2) kokoista tutkimusruutuja 1, 3, 9 ja 20 metrin etäisyydellä puron reunasta. Kuvassa 9 on piirros tutkimuslinjan rakenteesta ja siitä, mitä tietoa tutkimusruuduilta kerättiin. Heinäkuun 3.-5. päivän välisenä aikana näihin ruutuihin haudattiin kolme rooibos ja kaksi vihreä teepussia n. 5 senttimetrin (cm) syvyyteen tai humuskerroksen paksuuden mukaan niin syväälle, että kivennäismaa jäi pussien alapuolelle. Usealla teepussilla ruudun sisällä varmistettiin hajoamisnopeuden laskemisen onnistuminen, vaikka yksittäisiä teepusseja menetettäisiin maastokokeen aikana. Teepussit haudattiin vähintään 8 cm päähän toisistaan. Teepussit kaivettiin ylös maastosta 1.-4. lokakuuta (n. 90 pv haudutuksen jälkeen) ja varastoititiin pakastimeen. Lokakuun lopussa aloitettiin teepussien sulattaminen ja kuivattaminen.



Kuva 9. Tutkimuslinjan rakenne. Millaista aineistoa kerättiin tietyistä tutkimusruuduista.

Sulatus suoritettiin siirtämällä pussit huoneenlämpöön, niistä poistettiin käsin suurimmat lehtiroskat ja mahdolliset kasvien juuret. Pussit aseteltiin uunipellille ja kuivattiin 60 °C uunissa 48 tuntia. Kuivauksen jälkeen teepussit siirrettiin eksikaattoriin jäähtymään vähintään 12 tunniksi. Eksikaattorista poistettiin 10 teepussia kerralla, jotta huoneessa oleva ilmankosteus ei ehtisi merkittävästi vaikuttaa punnitustulokseen. Pussit puhdistettiin jäljelle jääneestä pölystä ja teepussi, tee ja teippilappu punnittiin erikseen 0,0001 g tarkkuudella. Puntari kalibroitiin päivittäin ja punnitustulokset kirjattiin Excel- taulukkoon. Punnitus suoritettiin 2.-13.11.2018 välisenä aikana ja jokainen punnittu teepussi, tee, naru ja teippilappu laitettiin omaan Minigrip-pussiin, jotta aineistoon voisi tarvittaessa palata. Yhteensä 469 teepussia löydettiin maasta ja ne pystyttiin tunnistamaan tietyksi teelaaduksi ja määrättyyn tutkimusruutuun kuuluvaksi.

Jokaisesta 1 ja 20 metrin ruudusta otettiin 1.-4. lokakuuta lisäksi maaperänäytteet, joista määritettiin myöhemmin ravinteet, hiilen kokonaismäärä (total organic carbon, TOC) ja pH-arvo. Hajoamisnopeutta pyritään selittämään maaperän pH-arvon, kosteuden, lämpötilan ja ravinteiden avulla. Maaperänäytteistä analysoitiin kalsiumin (Ca), kaliumin (K), magnesiumin (Mg), fosforin (P), ammoniutypen (N) ja hiilen määrät. Kaikkien muuttujien keskeisimmät tunnusluvut on koottu taulukkoon 4. Maaperä näytteet kairattiin 1 ja 20 m ruuduista kymmenestä kohtaa, ja yhden näytteen halkaisija oli 3 cm ja pituus 10 cm.

Lämpötilaloggerit haudattiin samoihin tutkimusruutuihin kuin teepussit ja ne olivat siellä myös yhtä pitkään. Laitteina käytettiin 1-Wire iButton ja HOBOWare lämpötilaloggereita. Laitteet tallensivat maaperän lämpötiladataa yhden tunnin välein koko teepussikokeen ajan. Osa loggereista oli kuitenkin lopettanut mittauksen 25.9. tultuaan täyteen dataa, minkä vuoksi lämpötilamuuttujien laskemisessa huomioitiin kaikilta ruuduilta mittaukset vain kyseiseen päivään saakka. Lämpötila-aineistosta saatiin laskettua lämpösumma, keskilämpötila ja sen vaihtelu. Maaperän suhteellinen kosteus mitattiin maastokäyntien yhteydessä, yhteensä kolme kertaa kesän aikana. Kosteus mitattiin kaikista tutkimuslinjan ruuduista kerran jokaisena tutkimuskuukautena (heinä-, elo- ja lokakuu). Kosteus mitattiin noin 5 cm syvyydestä viisi kertaa jokaiselta tutkimusruudulta. Kuukausittaisista mittauksista laskettiin keskimääräinen kosteusprosentti.

Taulukko 4. Muuttujien keskeisimmät tilastolliset tunnusluvut.

	Muuttujat	Min	Max	Keskiarvo	Mediaani	N
Vastemuuttuja	Hajotusnopeus (k)	0,0069	0,0182	0,0101	0,0097	94
Selittävät muuttujat	Kosteusprosentti (%)	16,586	85	43,817	42,363	94
	Keskilämpö (°C)	9,899	14,44	12,209	12,185	94
	Lämpösumma	811,77	1184,1	998,224	996,65	94
	pH	3,6	5,6	4,128	4	48
	Kalsium (Ca)	0,194	13,807	2,854	1,704	48
	Kalium (K)	0,262	1,971	0,835	0,743	48
	Magnesium (Mg)	0,11	3,132	0,740	0,531	48
	Typpi (N)	0,273	6,926	1,203	0,819	48
	Fosfori (P)	0,0009	0,076	0,011	0,005	48
	Hiili (TOC %)	3,7	55	21,279	17	48
Kategoriset muuttujat	Linja	Tutkimuslinjat 1-4				
	Ruutu	Tutkimusruudut 1, 3, 9 ja 20 m				
	Kosteus	Kertoo, onko linja tai ruutu kuiva vai kostea				

Hajotusnopeus, maaperän lämpötila ja kosteus aineisto koottiin yhteen taulukkoon. Haapuanajan ensimmäisen tutkimuslinjan 3 m ja 9 m ruutujen aineistot (HAA1B ja 1C) poistettiin, sillä näistä ruuduista ei saatu laskettua hajotusnopeutta puuttuvien teepussien teippilappujen vuoksi. Lopullisessa aineiston koko on 94 tutkimusruutua. Toiseen taulukkoon koottiin edellä mainittujen muuttujien lisäksi ravinneaineisto, jotka määritettiin vain kahdesta ruudusta jokaiselta linjalta (1 m ja 20 m ruuduista). Tästä taulukosta poistettiin ne tutkimusruudut, joista ei otettu maaperä näytteitä, jolloin tutkimusruutujen määrä on 48. Ravinteiden yksiköt muunnettiin muotoon mg/g, paitsi hiili on prosenttiluku kuivatusta näytteestä. Kosteusprosentti aineisto laskettiin kuukausittaisten mittausten keskiarvosta. Kategorinen muuttuja linja tarkoittaa tutkimuslinjoja, ruutu tutkimusruutuja ja kosteus ilmaisee sitä, onko ruutu tai linja kostea vai kuiva.

6. Tutkimusmenetelmät

Tutkittava aineiston muuttajat ovat järjestysasteikollisia, jatkuvia, riippumattomia muuttujia, joita tarkastellaan ei-parametrinen testien avulla. Ei-parametriset testit ovat tälle aineistolle sopivia, sillä ne eivät usein vaadi aineiston normaalijakautuneisuutta ja ne sopivat pienille aineistoille (Metsämuuronen 2004: 3; Ranta, Rita & Kouki 2012: 133). Analyysien tekoon käytettiin IBM SPSS Statistics 24 ja R 5.3.4 tilasto-ohjelmia. Alla on kuva tulevien analyysien etenemisestä (kuva 10)



Kuva 10. Analyysien eteneminen.

6.1 Alustava tarkastelu

Kolmogorov-Smirnovin yhden otoksen testi vertaa muuttujan jakaumaa johonkin määrättyyn jakaumaan, kuten normaalijakaumaan, jonka keskiarvo on 0 ja hajonta 1 ($N(0,1)$). Se siis selittää muuttujan jakauman muotoa, onko muuttuja normaalijakautunut. Kolmogorov-Smirnov sopii erityisesti pienille, jatkuville aineistoille (Metsämuuronen 2004: 58–59; Ranta ym. 2012: 202). Kolmogorov-Smirnovin kahden otoksen testi tarkastelee kahden populaation jakaumien muotoa toisiinsa. Se keskittyy ryhmien keskiarvojen lisäksi muuttujan hajontaan ja jakautuneisuuteen (Metsämuuronen 2004: 161). Samankaltainen normaalijakaumatesti on Shapiro-Wilk. Molempien testien nollahypoteesi (H_0) on se, että muuttuja noudattaa normaalijakaumaa ja H_1 , että muuttuja ei noudata normaalijakaumaa.

Spearmanin ei-parametrinen järjestyskorrelaatio kerroin (r_s) soveltuu vähintään järjestysasteikollisten ja jatkuvien muuttujien korrelaatioiden tutkimiseen. Spearmanin testi tutkii muuttujien välisiä yhteyksiä, korrelaatioita (Ranta ym. 2012: 438).

Kruskal-Wallis on yksisuuntaisen varianssianalyysin (F-testin) ei-parametrinen vastine. Kruskal-Wallis testaa usean muuttujan keskiarvoja tai mediaaneja toisiinsa. Testiä varten tarvitaan useita muuttujia ja aineistot voivat olla erikokoisia. Testin peruskysymys on, onko riippumattomien muuttujien keskiarvojen ja mediaanien välillä eroa (Metsämuuronen 2004: 194–195). Kruskal-Wallisissa muuttujien tulee olla jatkuvia, normaalijakautuneisuutta ei vaadita (Ranta ym. 2012: 322). Testissä eri muuttujia verrataan toisiinsa jonkin kategorisen muuttujan kautta. Tuloksen merkittävimmät arvot ovat X^2 (khii) ja tilastollista merkitsevyyttä ilmaiseva p-arvo.

6.2 Regressioanalyysi

Regressioanalyysi (LM, lineaarinen malli) on yksi yleisimmistä monimuuttujamenetelmistä. Analyysin tarkoitus on selittää vastemuuttujan vaihtelua muilla (selittävillä) muuttujilla. Regressioanalyysin selityasteet kertovat, kuinka paljon muuttajalla x voidaan selittää vastemuuttajan y vaihtelua. Usean muuttujan regressioanalyysin korrelaatiokertoimen neliö (R^2) kertoo kuinka paljon muuttujien joukko selittää yhdessä vastemuuttujan arvojen vaihtelua. Tyypillinen regressioanalyysin

asettelu on kysyä, mitkä selittävät muuttujat selittävät (korreloivat) vastemuuttujan vaihtelua ja miten. Tämä analyysin peruslähtökohta on se, että selittävät muuttujat korreloivat vastemuuttujan kanssa, eivätkä keskenään. Selittävien muuttujien välinen korrelointi (multikolinearisuus) saattaa aiheuttaa tuloksissa harhaa. Eksploraatiivinen regressioanalyysi pyrkii selvittämään selittävien muuttujien joukosta ne muuttujat, jotka ovat ilmiön kannalta oleellisia. Keskeisenä oletuksena regressiomallissa on se, että yksittäisten havaintojen selityksasteet ovat normaalisti jakautuneita ja niiden varianssi on homoskedastinen (tasaisesti jakautunut) (Metsämuuronen 2008: 85–87).

Mallin hyvyttä arvioidaan AIC (Akaike information criterion) arvojen avulla. Yleensä tulosteessa seurataan p-arvoa, mutta viime aikoina p-arvon käyttö merkitsevyyden mittarina on ollut kyseenalaista. Tämän takia käytän mallin hyvyyden mittarina AIC-arvoa. Muuttujia poistetaan korkeimman p-arvon mukaan, mutta lopullinen malli valitaan alhaisimman AIC-arvon mukaan. AIC:n lisäksi tulee seurata tuloksen selityksastetta. Regressioanalyysi tehtiin, jotta saataisiin selville, mitkä muuttujat vaikuttavat merkitsevimmin hajotusnopeuteen.

6.3 Lineaarinen sekamalli

Linear mixed-effects model (LME, lineaarinen sekamalli) on sekamalli, jossa on sekä kiinteitä, että satunnaisia vaikutuksia samassa malliyhtälössä (Pinheiro & Bates 2000: 58). Yleisimpiä tilastollisia malleja voidaan esittää lineaarisina malleina, joissa on liitettyä joko kiinteitä vaikutuksia (*fixed effects*), jotka ovat koko populaatiota kuvaavia parametreja tai kokeellisia, toistettavia faktoreja ja satunnaisia vaikutuksia (*random effects*), jotka ovat yksittäisiä, satunnaisia populaatiosta poimittuja yksiköitä. Malli, jossa on sekä kiinteitä, että satunnaisia vaikutuksia, kutsutaan sekamalliksi (*mixed effect*). Sekamalleilla tutkitaan yleisimmin vastemuuttujan ja selittävien muuttujien suhdetta aineistossa, joka on luokiteltu yhden tai useamman kategorisen muuttujan avulla (Pinheiro & Bates 2000: 1). Lineaarinen malli (LM) on yksinkertainen versio lineaarisesta sekamallista. Lineaarisesta mallista poiketen, LME lisää yhtälöön satunnaisvaikutuksen, joka voidaan nähdä virheterminä, mutta se ottaa huomioon saman ryhmän sisällä olevien havaintojen välistä korrelaatiota (Pinheiro & Bates 2000: 58). Satunnainen vaikuttaja

kuvaa jakaumaa kertoimien populaation sisällä, vaikuttaja tässä tapauksessa on se yksittäinen havainto, joka on satunnaisesti poimittu populaatiosta (Pinheiro & Bates 2000: 52). Tilasto-ohjelmassa R sekamallin peruskomento näyttää tältä:

```
lme(a~b1x1+..., random=~1|cz, data=data)
```

LME:n tuloksen hyvyyttä tarkastellaan p-arvojen avulla. Harrisonin ym. (2018) mukaan p-arvo on AIC:tä parempi mallin hyvyyden indikaattori LME analyysissä. P-arvon merkitsevyyden raja on $p < 0.05$. LME valikoitui käytettäväksi analyysimenetelmäksi, koska se ei vaadi muuttujilta normaalijakautuneisuutta. Sekamallin avulla voidaan hallita mahdollista purojen välistä systemaattista vaihtelua tekemällä siitä yhtälössä satunnaistekijä. Kyseinen systemaattinen vaihtelu voi vaikuttaa tutkittaviin parametreihin.

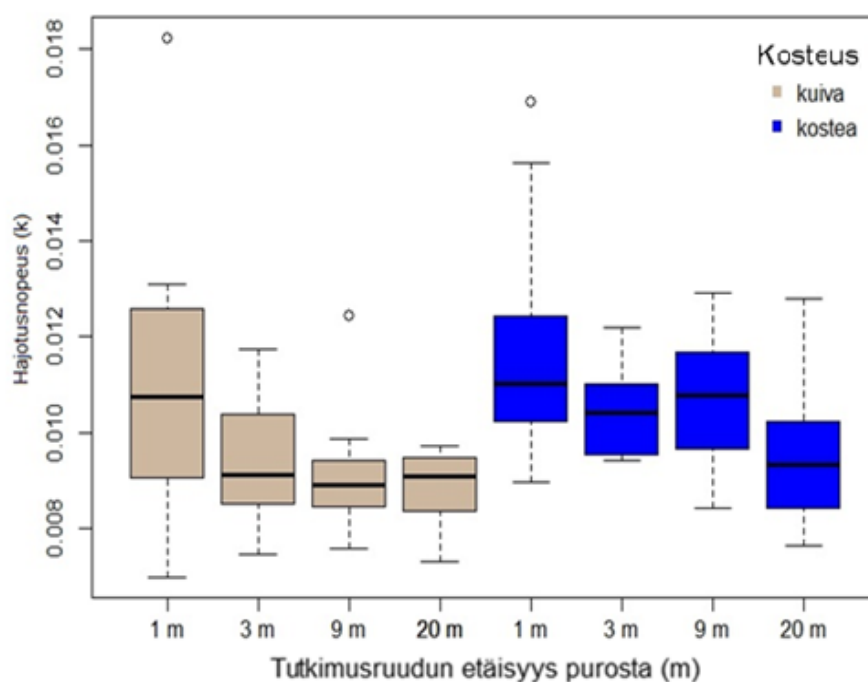
7. Tulokset

7.1 Alkutarkastelu

Kokeen aikana vihreän teen paino putosi keskimäärin 74 % ja rooibos-teen 29 %. Tulos mukailee TBI:n oletusta siitä, että vihreä tee hajoaa rooibos-teetä nopeammin, sen sisältämän suuremman labiilisen aineksen määrän vuoksi.

Tarkastelin ensimmäisenä fysikaalisten muuttujien ja hajotuksen suhdetta laatikkojanadiagrammien avulla. Kuva 11 vaalean ruskeat laatikkojanat ovat kuivia tutkimuslinjoja 1, 3, 9 ja 20 metrin tutkimusruuduissa, siniset taas kosteita tutkimuslinjojen samat ruudut. Visuaalisen tarkastelun perusteella sekä kuivilla, että kosteilla tutkimuslinjoilla, hajotusnopeus laskee mitä kauempana puron reunasta ollaan. Kuivilla linjoilla hajotuksen hidastuminen on nopeampaa, kuin kosteilla linjoilla, mediaanin pudotus 1 ja 3 metrin ruutujen välillä on huomattava. Kolmen ja kahdenkymmen metrin ruutujen välillä hajotusnopeuden mediaani ei juurikaan muutu kuivilla linjoilla. Kosteilla linjoilla hajotusnopeus hidastuu maltillisemmin, jopa hieman nousee, kun siirrytään kauemmas purosta.

Kosteiden linjojen 9 m ruuduissa hajotuksen vaihtelu eroaa 3 m ruuduista, minimi- ja maksimiarvojen ero ja mediaani ovat suurempia. Puolestaan 20 m ruudussa hajotusnopeus laskee, kuten kuivissakin linjoissa. Kosteilla linjoilla on kuivia linjoja korkeampi minimiarvo. Aineistossa on vain kolme havaintoa, jotka poikkeavat muista havainnoista. Jokaisen laatikkojanakuvan yhteyteen on koottu taulukko diagrammia koskevista tärkeimmistä tunnusluvuista (taulukot 5, 6 ja 7). Minimi- ja maksimiarvioista on poistettu kuvissa näkyvät poikkeavat luvut, mutta ne ovat mukana mediaanien ja kvartaalien luvuissa..

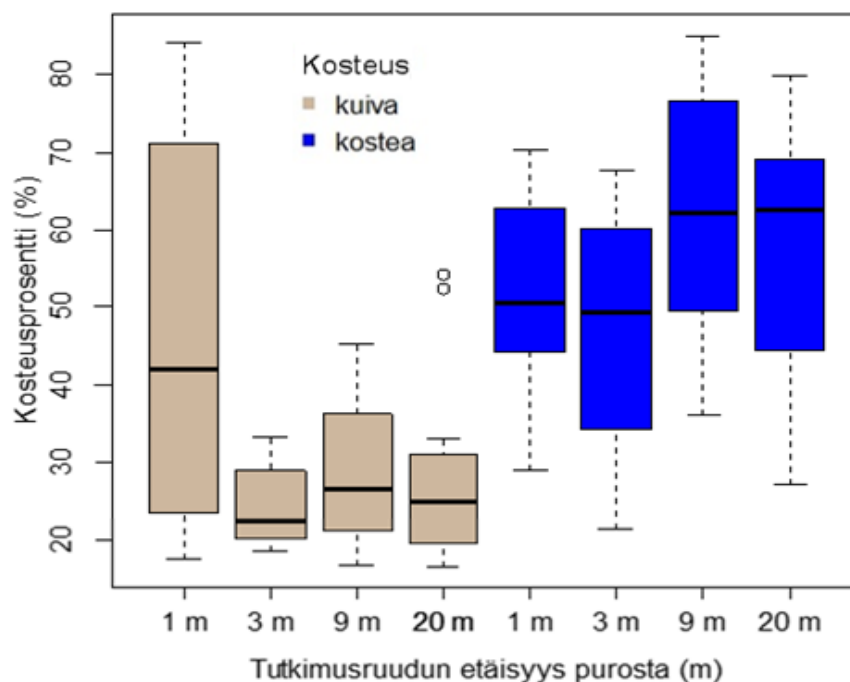


Kuva 11. Hajotusnopeuden vaihtelu eri etäisyyksillä purosta.

Taulukko 5. Hajotusnopeuden vaihtelun tärkeimmät tunnusluvut.

	Kuiva				Kosteus			
	1 m	3 m	9 m	20 m	1 m	3 m	9 m	20 m
Min	0,00699	0,00745	0,00758	0,0073	0,0896	0,0094	0,00843	0,00763
Max	0,01308	0,01175	0,00986	0,00973	0,01563	0,0122	0,01290	0,01279
Mediaani	0,01014	0,00912	0,00884	0,00909	0,01101	0,01042	0,01078	0,00934
25 %	0,00908	0,00851	0,008439	0,0856	0,01027	0,00956	0,009823	0,00851
75 %	0,01255	0,01038	0,009412	0,00945	0,01191	0,01089	0,01157	0,01008

Kuvassa 12 on esitetty kosteusprosentin vaihtelua kuivien ja kosteiden tutkimuslinjojen välillä. Kuivissa linjoissa 1 metrin ruudut ovat kaikkein kosteimpia johtua puron välittömästä läheisyydestä, kosteusprosentti laskee radikaalisti, kun linjalla liikutaan kauemmas. Kosteissa tutkimuslinjoissa taas kosteusprosentti pysyy verrattain tasaisempana, se jopa nousee, kun siirrytään kauemmas purosta



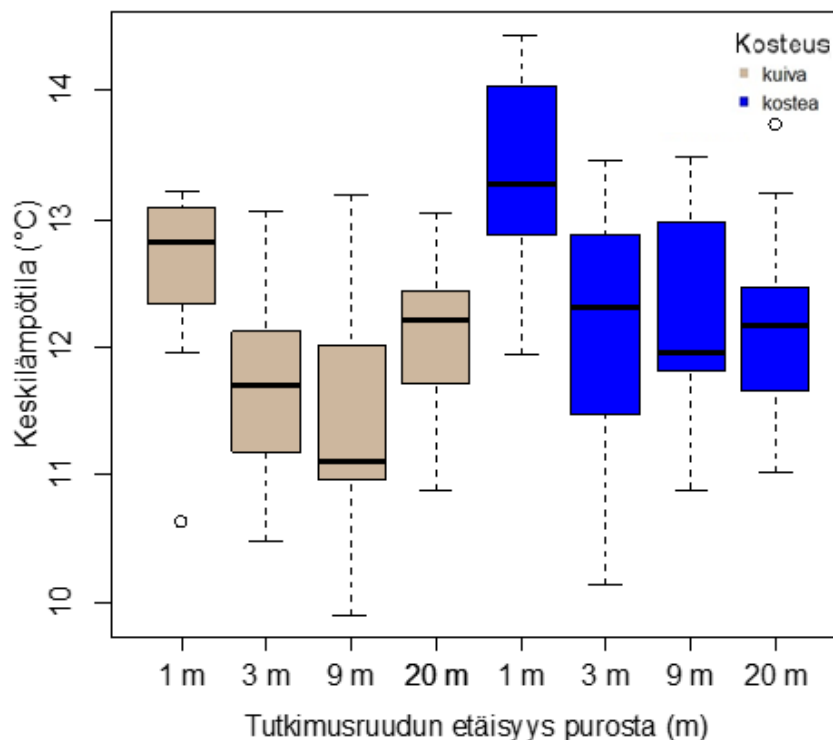
Kuva 12. Maaperän kosteusprosentin vaihtelu eri tutkimusruuduissa.

Taulukko 6. Tärkeimmät tunnusluvut liittyen kosteusprosentin vaihtelun laatikkojanadiagrammiin.

	Kuiva				Kosteaa			
	1 m	3 m	9 m	20 m	1 m	3 m	9 m	20 m
Min	17,64	18,533	16,7266	16,5867	28,88	21,413	35,973	27,06
Max	84,16	33,2867	45,26	33,113	70,3	67,68	85	79,9
Mediaani	41,8933	21,927	26,58	25,1533	50,54	49,24	62,3	62,606
25 %	23,97	19,216	21,3033	21,34	44,446	35,05	49,67	45,48
75 %	70,243	28,646	36,33	31,08	61,75	58,985	76,056	67,758

Keskilämpötila-aineiston maksimi arvot ovat hyvin samankaltaisia eri tutkimuslinjojen välillä (kuva 13). Mediaanien vaihteluväli on noin 2 celsiusastetta ja aineiston minimi- ja maksimiarvojen välinen ero on noin 4.5 astetta, kun poikkeavia lukuja ei oteta huomioon. Keskilämpötila on hyvin tasainen eri ruutujen välillä. Kuivissa ja kosteissa linjoissa ensimmäiset 1 m tutkimusruudut ovat kaikkein lämpimimpiä. Tein

laatikkojanadiagrammin lämpösummastakin, mutta kuva oli hyvin samanlainen, kuin keskilämpötilan.



Kuva 13. Keskilämpötilan vaihtelu tutkimusruuduittain.

Taulukko 7. Keskilämpötilan ruutukohtaiseen vaihteluun liittyvät tunnusluvut.

	Kuiva				Koste			
	1 m	3 m	9 m	20 m	1 m	3 m	9 m	20 m
Min	11,95	10,48	9,89	10,88	11,94	10,14	10,88	11,01
Max	13,21	13,05	13,19	13,05	14,44	13,46	13,48	13,19
Mediaani	12,82	11,71	11,09	12,22	13,28	12,31	11,95	12,16
25 %	12,51	11,18	10,96	11,76	12,89	11,48	11,82	11,88
75 %	13,07	12,12	12,01	12,44	13,95	12,84	12,90	12,43

Testasin, onko käytettävä aineisto normaalijakautunutta Shapiro-Wilkin ja Kolmogorov-Smirnovin testien avulla. Shapiro-Wilkin normaalijakauma testin nollahypoteesi (H_0) on se, että muuttuja on normaalijakautunut, H_1 hypoteesi taas olettaa, että muuttuja ei ole normaalijakautunut. Shapiro-Wilkin normaalijakauman testin mukaan kaikista

muuttujista vain keskilämpötilassa ja lämpösummassa H_0 hypoteesi jää voimaan, jolloin ne noudattavat normaalijakaumaa kun $p > 0,05$ (taulukko 8).

Taulukko 8. Normaalijakaumatestin tulos. Vasemmalla Shapiro-Wilk ja oikealla Kolmogorov-Smirnov. Tähdillä (*) merkitty normaalijakaumaa noudattavat muuttujat.

	Shapiro-Wilk	Kolmogorov-Smirnov
Muuttuja	<i>p</i>	<i>p</i>
pH	0,000	0,008
Mg	0,000	0,000
Ca	0,000	0,000
K	0,001	0,035
P	0,000	0,000
N	0,000	0,000
TOC	0,000	0,000
Lämpösumma	0,612*	0,200*
Lämmönvaihtelu	0,000	0,200*
Keskilämpö	0,612*	0,200*
Kosteusprosentti	0,008	0,016
Hajotusnopeus	0,000	0,011

Kolmogorov-Smirnovin normaalijakauman testi mukailee osittain Shapiro-Wilkin testiä. Kolmogorov-Smirnov testissä on samat hypoteesit. Tällöin lämpösumma, lämmönvaihtelu ja keskilämpötila noudattavat normaalijakaumaa. Liitteessä 1 on esitetty tutkittavien muuttujien havaintojen pylväsdiagrammi-kuvia.

Suoritin Spearmannin korrelaatioanalyysin selvittääkseni, mitkä selittävät muuttujat korreloivat vastemuuttujan kanssa. Alla olevaan taulukkoon kokosin analyysin tulosteesta osion, jossa tarkastellaan vastemuuttujan suhdetta selittäviin muuttujiin (taulukko 9). Hajotus korreloi positiivisesti ja vahvasti pH-arvon kanssa, kohtalaisesti kalsiumin, typen ja kosteuden ja heikosti magnesiumin, lämpösumman ja keskilämpötilan

välillä. Negatiivista korrelaatiota on heikosti lämmönvaihtelun, fosforin ja hiilen kanssa. Liitteessä 2 on esitetty koko Spearmannin korrelaatioanalyysin tulostaulukko.

Taulukko 9. Spearmannin korrelaatioanalyysin tulosteesta poimittu selittävienmuuttujien suhde hajotusnopeuteen. Korrelaatio lukujen perässä olevat tähtimerkit (*) ilmaisevat korrelaation vahvuutta. Yksi tähti on kohtalainen (0,3-0,49), kaksi tähteä vahva korrelaatio (0,5-1), heikon korrelaation raja-arvo on 0,1 – 0,29.

Hajotus	Spearman's rho										
	Ca	Mg	K	P	N	pH	TOC	Kosteus %	Lämmön- vaihtelu	Lämpö- summa	Keski- lämpö
Korrelaatio (r_s)	0,310*	0,265	– 0,09	– 0,23	0,471*	0,613**	– 0,198	0,381*	– 0,186	0,180	0,180
P-arvo (p<0,05)	0,032	0,069	0,547	0,125	0,001	0,000	0,178	0,008	0,206	0,221	0,221

Korrelaatioanalyysin tulosteessa on myös p-arvo, joka kertoo sen, että onko korrelaatiotulos tilastollisesti merkitsevä. P-arvot tukevat korrelaatioanalyysin antamia merkitseviä muuttujia kalsiumia, typpeä, pH-arvoa ja kosteutta, sillä p-arvo on alle 0,05.

Kruskal-Wallisn varianssinalyysissa käytin ryhmittelevänä, kategorisena muuttujana linjaa. Tuloksen mukaan muuttujilla ei ole linjojen välillä tilastollisesti merkitsevää eroa. Tuloksen P-arvon tulisi olla mahdollisimman lähellä p<0,001, jotta muuttujalla olisi kategorioiden, eli linjojen, välillä merkitsevää eroa. Muuttujista magnesiumilla, typellä ja hiilellä on kaikista muuttujista alhaisimmat p-arvot, mutta nekään eivät ole tilastollisesti merkitseviä (taulukko 10).

Talukko 10. Kruskal -Wallisin varianssianalyysin tulos. Kategorisena muuttujana linja (1-4).

Linja	Kruskal-Wallis											
	Ca	Mg	K	P	N	pH	TOC	Lämpö- summa	Lämpö- vaihtelu	Keski- lämpö	Kosteus- prosentti	Hajotus
X²	1,458	4,458	2,786	2,043	4,582	1,880	4,012	2,758	0,412	2,758	2,473	0,977
p	0,692	0,216	0,426	0,564	0,205	0,598	0,260	0,431	0,938	0,431	0,480	0,801

Tein testin uudelleen siten, että kategorisena muuttujana oli ruutu, eli 1 ja 20 m tutkimusruudut. Tuloksen mukaan pH-arvon, lämpösumman, keskilämpötilan ja hajotuksen mediaanit vaihtelevat näiden ruutujen välillä, sillä näillä oli korkein X^2 - arvo ja pienin p-arvo ($p < 0.001$) (taulukko 11). Hieman laveammin katsottuna magnesium, fosfori, typpi, hiili ja kosteusprosentti vaihtelevat myös tutkimusruutujen välillä ($p < 0.1$). Tulos on parempi kuin jos kategorisena muuttujana olisi linja.

Taulukko 11. Kruskal -Wallisin varianssianalyysin tulos. Kategorisena muuttujana ruutu (1 m ja 20 m).

Ruutu	Kruskal-Wallis											
	Ca	Mg	K	P	N	pH	TOC	Lämpö- summa	Lämpö- vaihtelu	Keski- lämpö	Kosteus- prosentti	Hajotus
X^2	1,480	2,721	1,430	2,653	4,252	13,324	4,429	12,578	0,582	12,578	5,333	11,435
p	0,224	0,099	0,232	0,103	0,039	0,000	0,035	0,000	0,446	0,000	0,021	0,001

7.2 Regressioanalyysi

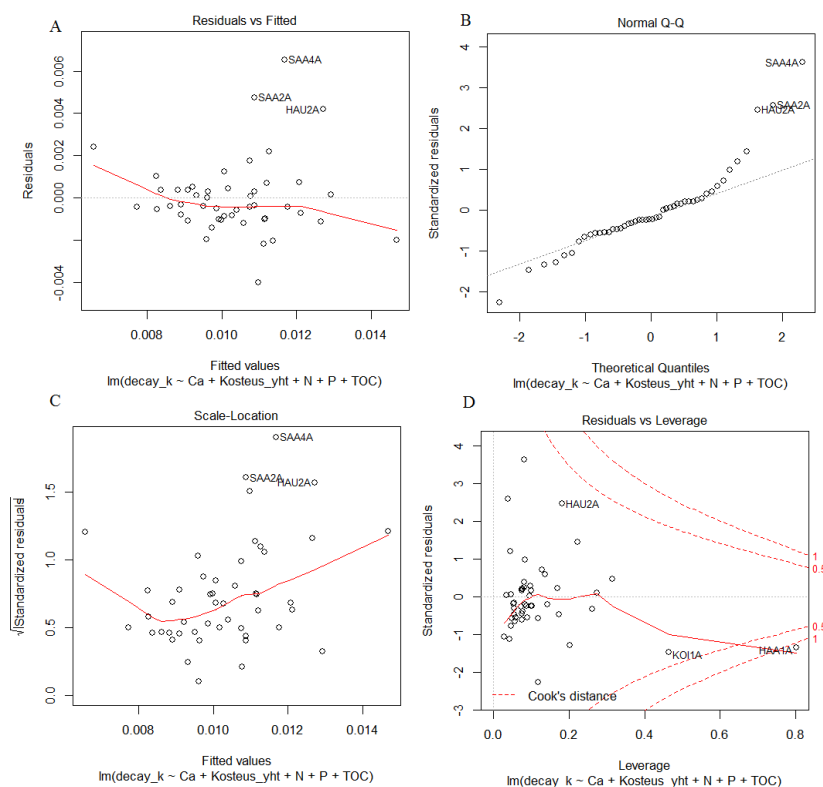
Linearisessa regressiossa parhaan AIC-arvon (-458.6718) antoivat hiili, kalsium, fosfori ja kosteusprosentti. Tuloksessa p-arvon mukaan fosfori pitäisi poistaa yhtälöstä korkean p-arvon vuoksi (0.861415), mutta sen poistaminen huonontaa AIC-arvoa (taulukko 12). Tällöin parhaan regressioanalyysi mallin tuottaa kalsium, kosteusprosentti, typpi, fosfori ja hiili. Tuloksen *Estimated std* kertoo sen, miten paljon selittävä muuttuja muuttuu, jos vaste nousee yhdellä numerolla. Esimerkiksi kun hajotusnopeus nousee yhdellä, kalsium nousee 2.101 mg/g, kun taas fosfori laskee 5.124 mg/g. Fosfori ja hiili saivat negatiivisia arvoja, kuten edellisessä korrelaatioanalyysissä. Kokeilin poistaa nämä muuttujat, niiden negatiivisen korrelaation vuoksi, mutta se huononsi mallin AIC-arvoa ja selitysasetta (R^2).

Taulukko 12. Regressioanalyysin tulos.

Regressioanalyysi		
Muuttuja	Estimate std.	p
Kalsium	2,101	0,1750
Kosteus	2,532	0,1491
Typpi	9,654	0,0663
Fosfori	- 5,124	0,1787
Hiili	- 4,827	0,0299

AIC	- 458,6718
R ²	0,4121
Adj. R ²	0,3421
Resid. std. error	0,001881

Alla on kuvia regressioanalyysin tuloksiin liittyen (kuva 14). A ja C kuvissa on mallin selityssasteita, havaintojen tulisi olla mahdollisimman hajaantuneita. Regressioyhtälön selityssasteen normaalijakautuneisuutta voidaan tarkastella B kuvasta. Yhtälön ääriarvot poikkeavat jakaumasta, mutta merkittävä osa havainnoista noudattelee normaalijakaumaa. Poikkeuksellisia arvoja on muutamia, mutta jos D kuvan Cookin distanssi -viivaa pidetään raja-arvona, malli vaikuttaa hyvältä, vain yksi ruutu (HAA1A) on viivan ulkopuolella. Havaintojen ääriarvot poikkeavat normaalijakaumasta.



Kuva 14. Regressioanalyysin lopullisen mallin kuvaajia.

Kokeilin tehdä lineaarisen regression lisäksi ei-lineaarisen regression eli polynomialisen regressioanalyysin muuttujien normaalijakautumattomuuden vuoksi, olettaen, että sillä voisi olla vaikutusta. Tulokset ovat kuitenkin hyvin samanlaiset. Taaksepäin askelluksessa jäljelle jäi hiili, kalsium, typpi ja fosfori, eikä AIC-arvo ollut merkitsevästi parempi.

7.3 Lineaarinen sekamalli

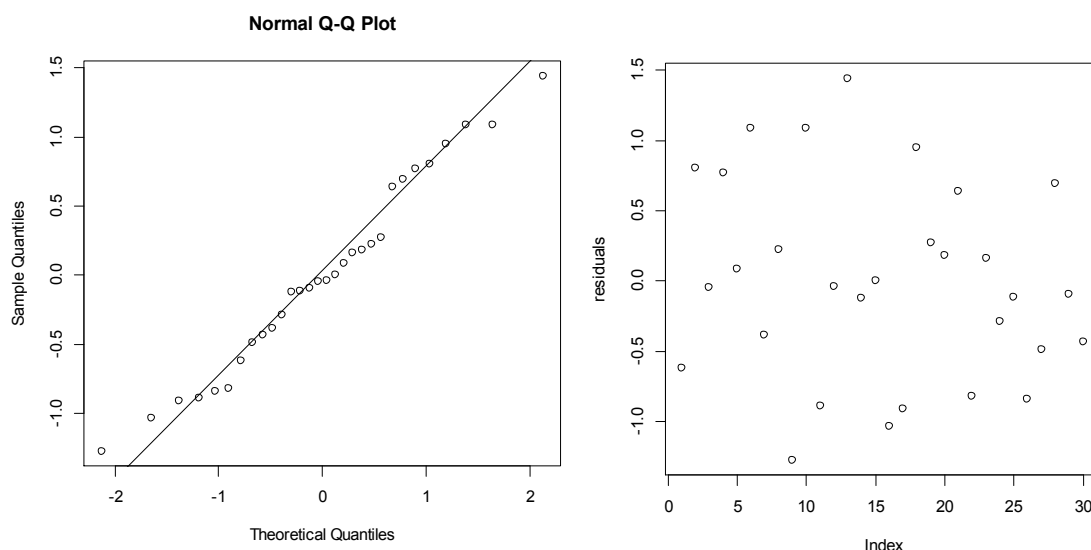
Ensimmäisenä tein sekamallin fysikaalisten muuttujien aineistolla (n=94). Satunnaismuuttujana oli puro ja linja ja kiinteinä muuttujina kosteus ja kaikki tutkimusruudut. Liitteissä 3 ja 4 on mallinnuksen lähtötilanteen tulokset ja korrelaatioiden taulukot. Taulukossa 13 on esitetty lopullinen malli, jossa ei ole yhtään selittävää muuttujaa, sillä kaikkien muuttujien p-arvot olivat liian korkeat.

Taulukko 13. Fysikaalisten muuttujien LME- analyysin lopullinen malli. Taulukon alareunassa on kopio R-ohjelman komennosta, jolla analyysi suoritettiin.

Lineaarinen sekamalli				
	Value	Std. Error	t- value	p-value
Kuiva 1 m	0,011060	0,000521	21,199	0,000
Kostea 1 m	0,000623	0,000687	0,905	0,3778
Kuiva 3 m	- 0,001548	0,000686	- 2,256	0,0275
Kuiva 9 m	- 0,001882	0,000686	- 2,7421	0,0079
Kuiva 20 m	- 0,002186	0,000670	- 3,261	0,0018
Kostea 3 m	0,0003422	0,000959	0,356	0,7224
Kostea 9 m	0,0008531	0,000959	0,889	0,3772
Kostea 20 m	0,0000933	0,000947	0,098	0,9218
lme(decay_k~Wetness*Ruutu, random=~1 puro/Linja, data=lme)				

Tämä tarkoittaa, että fysikaaliset muuttujat, kosteusprosentti, keskilämpötila, lämpösumma ja lämpövaihtelu, eivät vaikuta hajotusnopeuteen tässä tutkielmassa. jatkuvat muuttujat eivät selitä tämän aineiston hajotusnopeutta merkitsevästi. Tämä voi

johtua siitä, että kategoriset muuttujat, kosteus ja ruutu, yhdessä indikoivat maaperän kosteusolosuhteita kuvassa 15 ja molemmat ovat mallin mukaan merkitseviä.



Kuva 15. LME fysikaalisten muuttujien analyysin mallin resdiuaalien jakaumia.

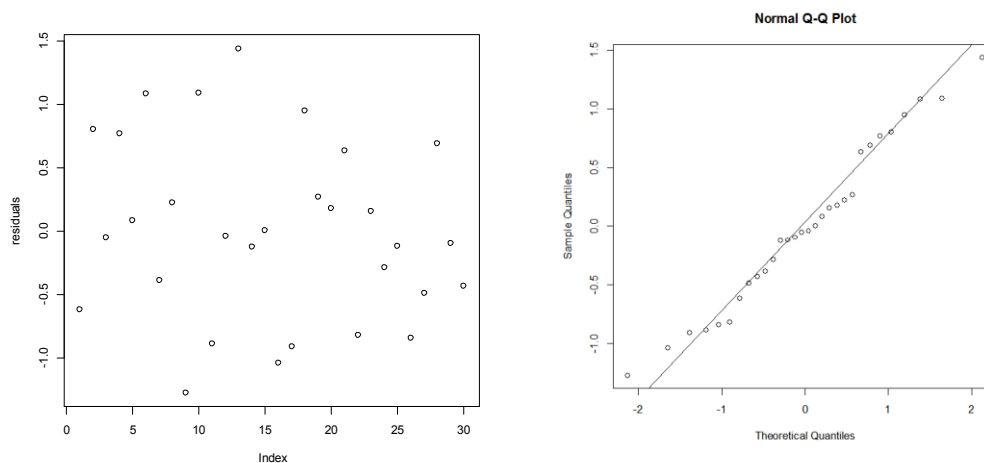
Suoritin lineaarisen sekamallin aineistolla, jossa on kaikki selittävät muuttujat ($n=48$). Testasin selittävien muuttujien käyttäytymistä erilaisilla yhdistelmillä. Liitteissä 5 ja 6 on mallinnuksen lähtökaava ja korrelaatiotaulukko. Askelluksissa lämpötilaan viittaavat muuttujat, kalium, pH ja magnesium putosivat analyysistä yleensä hyvin nopeasti. Parhaan selittävän mallin tuotti kategoriset muuttujat ruutu ja kosteus, random faktorina puro sekä linja ja selittävät muuttujat fosfori ja typpi backward-askelluksella. Typpi ja fosfori siis vaikuttavat kaikista selittävistä muuttujista merkittävimmin hajotusnopeuden vaihteluun (taulukko 14).

Taulukko 14. Lineaarisen sekamallin lopullinen malli. Taulukon alla on pääpiirteet R-ohjelmassa käytetystä komennosta, jolla analyysi tehtiin.

Lineaarinen sekamalli				
	Value	Std. Error	t-arvo	p-arvo
Kostea 1m	0,00079022	0,00077568	1,018746	0,3226
Kostea 20m	- 0,00171001	0,00103572	- 1,651034	0,1143
Kuiva 1m	0,00962175	0,00074585	12,900346	0,000
Kuiva 20m	- 0,00005360	0,00084684	- 0,063291	0,9502
Fosfori	- 0,12415075	0,03730629	- 3,327878	0,0034
Typpi	0,00172510	0,00042948	4,016690	0,0007

```
lme1<- lme(decay_k~Wetness*Ruutu + P + N, random=~1 |puro/Linja, data=koe)
```

Kuva 16 esittää lopullisen mallin residuaalien jakamaa. Vasemmalla kuva residuaalin havaintojen hajautuneisuudesta. Pisteiden tulisi olla mahdollisimman hajaantuneita. Oikealla kuvassa esitetään mallin selitysarvojen normaalijakautuneisuutta. Havaintopisteet eivät eroa normaalijakaumasta erityisen paljon. Näiden tulosten valossa analyysistä jäänyt malli vaikuttaa toimivalta.



Kuva 16. Lopullisen mallin kuvaajia

8. Tulosten tarkastelu ja pohdinta

Tutkielman keskeinen tavoite on selvittää mitkä ympäristömuuttujat vaikuttavat hajotusnopeuteen metsäpurojen rannoilla. Seuraavaksi tarkastelen tuloksiin vaikuttavia tekijöitä, menetelmän ja tulosten sovellettavuutta ja mahdollisia virhelähteitä.

Laatikkojanadiagrammeja tarkastellessa voi huomata maaperän kosteuden ja lämpötilan vaikutuksen hajotusnopeuteen varsinkin 1 metrin tutkimusruuduissa. Hajotus, maaperän kosteus ja lämpötila ovat kyseisissä ruuduissa korkeimmat. Myöskin liiallisen kosteuden ja alhaisen lämpötilan suhdetta voidaan tarkastella kosteissa 20 m ruuduissa, joissa on myös kosteiden linjojen alhaisin lämpötila ja hajotusnopeus (kuva 11 ja 12). Diagrammin minimi- ja maksimiarvoja tarkastellessa (taulukko 5) voi huomata, että hajotusnopeus on tässä vertailussa tehokkainta kosteilla tutkimuslinjoilla, myöskin mediaani on korkeampi, kuin kuivilla linjoilla. Kosteiden linjojen kuivimmat ruudut (20 m) ovat miltein yhtä kosteita, kuin kuivien linjojen 3 m ruudut. Puron reunan välittömässä läheisyydessä olevat ruudut (1 ja 3 m) ovat kuivien linjojen kosteimmat, johtuen puron vaikutuksesta. Toisessa diagrammikuvassa (kuva 12) havainnollistettiin maaperän kosteuden vaihtelua tutkimuslinjoittain. Huomattavaa on se, miten suuri kosteuden ero kuivien ja kosteiden tutkimuslinjojen välillä on. Kuivien linjojen ensimmäinen ruutu on oletuksen mukaisesti linjan kostein, mutta kosteiden linjojen kaikki ruudut ovat suhteellisen tasaisesti kosteita. Tarkastelin myös keskimääräisen lämpötilan vaihtelua tutkimuslinjojen ja – ruutujen välillä (kuva 13). Ensimmäiset tutkimusruudut olivat kuivissa ja kosteissa linjoissa lämpimimmät, johtuen oletettavasti siitä, että purojen reunoilla on vähän varjostavaa puustoa. Molemmissa linjoissa lämpötilojen mediaani laskee mitä kauempana purosta ollaan. Mediaanien vaihtelu on noin 2 astetta, joka on suhteellisen vähän. Aineisto on hyvin tasalaatuista, merkitsevää vaihtelua ei ole.

Makkosen (2012: 1033) mukaan maaperän lämpötilalla tulisi olla merkittävä vaikutus hajoamisnopeuteen, mutta tämän tutkielman tulokset eivät täysin tue tätä oletusta. Korrelaatioanalyysin mukaan fysikaalisista muuttujista vain kosteusprosentti korreloi kohtalaisesti hajotusnopeuden kanssa. Fosforilla ja hiilellä on heikko

negatiivinen r_s hajotuksen kanssa. Tällöin, kun hajotus nousee, hiilen ja fosforin määrä laskee. Mahdollinen syy tälle voi olla se, että hajottajaeliöt käyttävät maaperässä olevaa hiiltä ja fosforia energiakseen hajotuksen aikana, jolloin niiden määrä laskee. Taustakirjallisuudessa Sjors (1959) kertoo, kuinka hajotettavan aineksen pH-arvo nousee hajotuksen aikana. Korrelaatioanalyysin tulos tavallaan tukee tätä teoriaa. Maaperän pH-arvo voisi myös, hajotettavan karikkeen mukana, hieman nousta hajotuksen aikana. Kalsiumilla ja typellä on kohtalainen korrelaatio hajotusnopeuden kanssa. Williams ja Gray (1979: 627) kertovat, miten hajotettavassa aineessa olevan typen hajoaminen kiihtyy, kun siihen lisätään kalsiumkarbonaattia (CaCO_3). Tulos ei ole täysin verrannollinen tähän tilanteeseen, sillä tässä tapauksessa on tutkittu maaperän ravinteita, ei hajotettavan aineen. Korrelaatioanalyysin tulos voi kuitenkin antaa viitettä tästä mahdollisesta yhteydestä, että kalkkipitoinen maaperä voi kiihdyttää hajotusnopeutta. On mahdollista, että kalsium ja magnesium, sekä kalium ja fosfori, saattavat sisältävät muuttujien välisiä korrelaatioita, multikolinearisuutta, koska näiden muuttujien välinen korrelaatio on yli 0.7. Tämä voi mahdollisesti aiheuttaa joitakin ongelmia analyyseissa (katso liite 2).

Regressioanalyysin mukaan kalsium, typpi, fosfori, hiili ja kosteus olivat merkittävimmät hajotukseen vaikuttavat muuttujat. Spearmannin r_s tukee osittain tätä tulosta, sillä sen mukaan myös kalsium, typpi ja kosteus korreloivat positiivisesti hajotuksen kanssa ja fosfori heikosti negatiivisesti. Myöskin hiili oli negatiivisessa korrelaatioissa ja regressioanalyysissä hajotuksen kanssa.

Suoritin LME analyysin pelkästään fysikaalisilla muuttujilla, tuloksen mukaan millään fysikaalisilla muuttujilla ei ole merkitsevää vaikutusta hajotusnopeuteen. Johtuen mahdollisesti liian vahvoista kategorisista muuttujista, fysikaalisten muuttujien vaikutus ei näy analyysin tuloksissa. Kategoriset muuttujat ruutu ja kosteus ilmaisevat kuitenkin maaperän kosteusolosuhteita ja ne ovat merkittäviä muuttujia. Täten kosteudella näyttäisi kuitenkin olevan vaikutusta hajotusnopeuteen, mutta fysikaalisena muuttujana sen vaikutus jää kategoristen muuttujien vaikutuksen varjoon. Syy siihen, miksi lämpötila- ja kosteusmuuttujat eivät olleet merkittäviä hajotusnopeuden kannalta, kun vaikutusta tutkittiin koko aineistolla tai pelkästään fysikaalisilla muuttujilla, voi myös mahdollisesti johtua aineiston koosta. Kosteusmittauksia tehtiin kolme kertaa maastokokeiden aikana,

jolloin kyseinen aineisto jää pieneksi ja se ei anna hyvää kokonaiskuvaa tutkimusruudun olosuhteista. Mittausajankohdat ja mittaushetkellä vallinneet sääolosuhteet voivat myös vaikuttaa siihen, että kosteuden vaikutuksia hajotukseen ei näy analyysissä oletetulla tavalla. Kun tutkitaan fysikaalisia ja kemiallisia muuttujia yhtä aikaa, käytettävän aineiston havaintojen määrä pienenee (vertaa $n=94$ ja $n=48$), jolloin ongelma voi korostua sillä, että fysikaaliset muuttujat eivät vaikuta merkitsevästi muuttujilta. Aineisto on myös kerätty maantieteellisesti pieneltä alueelta, jossa on vain vähän korkeusvaihtelua, jolloin esimerkiksi lämpötila ei merkittävästi vaihtelee purojen sisällä, niiden välillä tai eri etäisyyksillä purosta.

Se, miksi lämpötila-aineisto ei esiintynyt koko aineiston testeissä merkittävänä, voi johtua siitä, että aineisto on hyvin tasalaatuista. Mediaanien vaihteluväli on vain noin 2 °C. Muun muassa Kirschbaumin (2006) mukaan lämpötila muuttujan vaikutus saattaa hämärtyä analyysissä muiden muuttujien vaikutuksesta. Tämän lisäksi lämpötila-aineistossa ei ole merkitsevää vaihtelua, jotta voisimme tarkastella sitä, miten kylmien ja lämpimien ruutujen hajotusnopeus vaihtelee. On myös mahdollista, että hajotustoiminta tosiaan korreloisi testeissä vahvasti lämpötilan kanssa, mutta se ei näy tuloksissa muiden muuttujien ja aineiston tasaisuuden vuoksi.

Maaperän kosteuden merkitys hajotukseen lähenteli testeissä merkitsevyyden rajoja, kun ravinteet olivat mukana analyysissä, mutta se olisi ollut kyseenalaista ottaa mukaan analyysiin. Tällöin analyysiin olisi pakotettu sinne kuulumaton muuttuja, teoriaan sopivien tulosten toivossa, jolloin kaikki tulokset olisivat voineet kärsiä.

Fosfori ja typpi nousivat aina merkittävimpien muuttujien joukkoon, kaikissa LME analyysien variaatioissa. Tällöin typpi ja fosfori ovat merkittävimpiä hajotukseen vaikuttavia tekijöitä. Korrelaatioanalyysissä typellä on positiivinen ja fosforilla negatiivinen korrelaatio hajotusnopeuden kanssa. Fosforin negatiivinen korrelaatio ei välttämättä tarkoita, että se hidastaisi hajotusta. Chenin ym. (2013) ja Gongin ym. (2010) tutkimuksien mukaan fosforin lisääminen maaperään hidastaisi hajotusnopeutta. Chen ym. (2013) kuitenkin tekivät tutkimuksensa trooppisessa metsässä ja Gong ym. (2010) urbaanissa metsässä Kiinassa. Myöskin ylimääräisen typen lisäämien vaikutti hajotusnopeuteen negatiivisesti. Aiemmin kerrotussa Ågrenin ym. (2001: 97)

tutkimuksessa maaperään lisättiin lannoittamalla typpeä, jolloin hajottajien tehokkuus nousi. Berg (1999:13) taas kertoo, että korkea typpi pitoisuus hidastaisi hajotustoimintaa. Lämpötilaan viittaavat muuttujat, pH, magnesium ja kalsium poistettiin usein hyvin varhaisessa vaiheessa, jolloin näillä muuttujilla on heikoin vaikutus hajotukseen. Maaperän pH-arvon tulisi myös Williamsin & Grayn (1975: 622) mukaan vaikuttaa hajotusnopeuteen mikrobisyhteisöjen esiintymisen kautta, mutta tämä tekijä poistettiin usein analyysistä heikkona muuttujana. On mahdollista, että pH vaikuttaa kyllä mikrobisyhteisöihin, mutta se ei vaikuta niiden hajotustehokkuuteen tutkimuskohteessa. Alkutarkastelun analyysit korostavat pH-arvon merkitystä, mutta sekamallissa tämä merkitys katoaa.

8.1 TBI-menetelmän soveltuvuus aineiston keruuseen

Käytetty aineiston keruu menetelmä perustuu Tea Bag Indexiin, jossa käytetään karikepussin sijasta teepusseja standardisoituna hajoamisaineena, joiden kautta tutkitaan orgaanisen aineksen hajoamisnopeutta erilaisissa ympäristöissä. Menetelmän kehittäjien tavoitteena on luoda kansalaistieteen avulla maailmanlaajuinen maaperäkarta (global soil map). Menetelmän selkeimmät vahvuudet ovat, että valmistelemaa työtä on vähemmän verrattuna karikepussiin, se on yksinkertainen, edullinen ja tuloksia voidaan vertailla globaalisti eri biomien välillä (Didion ym 2016: 2).

Se, että voisiko teepussit korvata karikepussit hajotuksen tutkimisessa, on kyseenalaista. Teepussi- menetelmä ei kuitenkaan ole täysin virheetön. Menetelmän ongelma on se, että alueille luonnollinen karike hajoaa yleensä paljon tehokkaammin, kuin alueelle vieras karike (Prescott 2010: 133). Tässä tapauksessa tee on boreaalisille metsäpurojen rannoille vierasta kariketta.

Jos TBI-menetelmän rinnalle saataisiin kehiteltyä esimerkiksi laskukaavoja, jotka ottaisivat jotenkin huomioon sen, että karike ei ole alueille luonnollista, se voisi korjata ongelman. Kuitenkin menetelmä on kehitetty TBI-hanketta varten, jossa pyritään kokoamaan maailmanlaajuinen maaperäkarta käyttämällä tasalaatuista hajotettavaa materiaalia. Siinä tapauksessa menetelmä on hyvin toimiva, sillä määrätyn karikkeen käyttö monissa ympäristöissä vähentää karikkeen moninaisuudesta syntyvää tulosten

vääristymää. Jos vieraan karikkeen käyttö ei ole ongelma käytettävässä tutkimuksessa, on TBI-menetelmä hyvin vartenotettava vaihtoehto karikepussin käytölle. TBI-hanke nojautuu kansalaisitieteeseen, jossa kuka tahansa voi tehdä hajotuskokeen ja ladata aineiston heidän sivuilleen. Kansalaistieteen näkökulmasta menetelmä on hyvin yksinkertainen ja helposti sovellettavissa.

TBI-menetelmä kuitenkin tarjoaa vain hajotuksen potentiaalisesta nopeudesta tietyllä alueella käyttämällä tiettyä hajotettavaa ainesta. Jotta potentiaalisen ja varsinaisen hajotuksen välille saataisiin merkitsevä yhteys ja ymmärrys, tulisi teepussien lisäksi tutkia paikallisen karikkeen hajoamista (Didion ym. 2016: 2). Didion ym. (2016: 10) tutkivat TBI-menetelmän toimivuutta Itävallan Alpeilla paikallisen karikkeen kanssa, he havaitsivat, että menetelmässä käytettyjen teepussien karike hajosi samalla tavalla kuin paikallinen karike. Makkosen ym. (2016: 1039) tutkimuksen mukaan he eivät havainneet merkitsevää eroa hajotusnopeudessa, kun he testasivat, miten nopeasti alueellisesti vieras karike hajoaa eri biomien välillä. Heidän mukaansa kotoperäisellä karikkeella ei ole niin sanottua kotikenttäetua vieraan karikkeen rinnalla. Hajotukseen vaikutti enemmän karikkeen sisältämät ravinteet, joten hajottajaeliöt voivat sopeutua nopeasti hajotettavan aineen muuttumiseen, kunhan se on hajottajille sopivaa ainesta.

Tutkielman aihetta voidaan jatkojalostaa muihinkin tutkielmiin. Olisi mielenkiintoista nähdä tutkimus esimerkiksi siitä, miten erilaiset hajotusta selittävät menetelmät toimivat samanlaisissa ympäristöissä. Voisi esimerkiksi vertailla, miten teepussi, karikepussi ja puuvillakangas testien tulokset vaihtelevat. Tutkielman voisi tehdä uudelleen laajemmalla maaperä- ja kosteusaineistolla. Tämä tutkielma tarkasteli hajotusnopeutta kolmen kuukauden koeajalla. Pidempi aikainen hajotuksen tutkiminen olisi myös hyödyllistä. Hajotusnopeuden tutkiminen on tärkeää, koska sitä kautta voidaan tarkastella ilmaston lämpenemisen ja muiden ympäristöllisten muutosten vaikutuksia maaperän ominaisuuksiin.

8.2 Virhelähteet

Tutkielmassa on huomioita erilaiset virhelähteet. Loppu punnituksen aikaan kahden tutkimusruudun, Haapuanon ensimmäisen tutkimuslinjan 3 m ja 9 m ruudut, teepussit jouduttiin hylkäämään. Näiden ruutujen teepussien teippilaput olivat kadonneet, eikä pusseja pystytty tunnistamaan tietyksi teelaaduksi. Tämä johti siihen, että edellä mainitut tutkimusruudut ja niihin liittyvät muut muuttujat poistettiin kaikesta aineistosta, koska ruuduille ei ole vastemuuttujaa. Polypropeeni-pussit hajoavat paljon hitaammin, kuin normaalit sellusta valmistetut teepussit, mutta joissakin teepusseissa oli silti reikiä. Reiät ovat mahdollisesti syntyneet kasvien juurien työntyessä pussista läpi tai jossain muussa prosessin vaiheessa (kuva 16). Reikä voi mahdollisesti vaikuttaa loppupunnitustulokseen ottamalla sisään ylimääräistä maa-ainesta, jota ei erota teestä, tai päästämällä teetä karkuun ennen punnitusta. Ongelma ratkaistiin poistamalla kyseiset teepussit. Jokaisessa ruudussa oli useita rooibos ja vihreä teepusseja juuri tällaisia tilanteita varten. Ilmankosteuden vaikutusta punnitukseen pyrittiin minimoimaan ottamalla eksikaattorista kerralla pois 10 teepussia ja itse teetä käsiteltäisiin mahdollisimman vähän paljain käsin.



Kuva 16. Kahdessa ylemmässä kuvassa on esimerkki teepussiin muodostuneesta reiästä. Alempana kuva analyysistä hylätyn tutkimusruudun teepusseista, teippilaput puuttuvat tai niitä ei pysty yhdistämään tiettyyn teepussiin. Kuva Saija Muotio 2018.

9. Johtopäätökset

Tutkielman alussa kysyn, miten maaperän kosteus ja lämpötila vaikuttavat hajotustoimintaan, mitkä ravinteet vaikuttavat siihen ja onko pH-arvolla siihen vaikutusta? Tulosten mukaan fysikaalisilla muuttujilla ei ole merkitsevää vaikutusta hajotusnopeuteen tässä tutkielmassa. Kun vaikutuksia hajotukseen analysoidaan kaikilla ympäristömuuttujilla, typpi ja fosfori ovat tärkeimmät muuttujat.

Eri analyysissä nousi esiin erilaisia ravinteita, jotka vaikuttivat hajotusnopeuteen, näistä yleisin oli typpi. Lopullisessa sekamallianalyysissä typpi ja fosfori vaikuttivat merkitsevimmän hajotusnopeuteen. Taustakirjallisuus tukee oletusta siitä, että typpi vaikuttaisi hajotusnopeuteen, ollessaan joko maaperässä, taikka hajotettavassa karikkeessa (Williams & Gray 1975: 625; Ågren ym. 2001: 94), mutta muun muassa Berg (1999:13) sanoo korkean typen pitoisuuden hidastavan hajotusta. Fosforilla oli usein negatiivinen korrelaatio hajotusnopeuteen. Tämä ei välttämättä tarkoita sitä, että fosfori hidastaisi hajotusta, vaan sen määrä maaperässä voi laskea hajotuksen aikana. Fosforin vaikutuksesta orgaanisen aineksen hajoamiseen löytyy valitettavan vähä tietoa, joka sijoittuisi boreaaliseen metsään. Fosforin ja typen vaikutus hajotukseen on siis joko vielä kohtalaisesti tunnettu, taikka näiden ravinteiden vaikutus on vaihtelee riippuen tutkittavasta alueesta. On siis mahdollista, että typpi ja fosfori vaikuttavat hajotusnopeuteen sekä positiivisesti, että negatiivisesti. Fysikaalisten ja kemiallisten muuttujien välillä tulisi olla tasapaino, jotta hajottajien toiminta olisi mahdollisimman tehokasta.

Tutkielman hypoteeseina on muun muassa sen, että kosteilla ja lämpimillä alueilla hajotustoiminta olisi tehokkaampaa, kuin kuivilla ja kylmillä alueilla. Voimme todeta tulosten perusteella vain sen, että kosteilla alueilla hajotustoiminta on tehokkaampaa, kuin kuivilla. Lämpötila-aineiston luonteen vuoksi, en pysty merkittävästi kommentoimaan sitä, miten hajotus vaihtelee kylmillä ja lämpimillä ruuduilla. Kuitenkin oletus siitä, että todella kosteissa ruuduissa hajotus olisi hitainta, ei pidä tässä tapauksessa paikkaansa. Maastokokeiden aikana ei mitattu maaperän hapen määrää, mutta tuloksista

voi päätellä, että hajotus oli keskimäärin yhtä tehokasta, ellei tehokkaampaa, kuin kuivissa tutkimusruuduissa.

Maastokokeiden aikana osa kosteista tutkimusruuduista oli täysin veden peitossa ja hajotus oli silti tehokasta. Korkein mitattu kosteusprosentti oli 85 %, joka tarkoittaa käytetyssä laitteistossa 85 % – 100 % välistä kosteutta. Analyysit eivät anna ymmärtää, että pH-arvolla olisi merkitsevää vaikutusta hajotukseen. On mahdollista, että pH-arvo ei ole tutkimusalueella hajotusta rajoittava tekijä. Maaperän pH arvo vaihteli tutkimusalueella 5,6 – 3,6 välillä, jolloin maaperä on selvästi hapanta. Dickinsonin (1975: 643) mukaan pH-arvon mittausta on haastavaa, sillä se voi vaihdella hyvin paljon pienelläkin alueella. On mahdollista, että muut muuttujat, kuin ravinteet, kosteus ja lämpötila, vaikuttavat hajotukseen. Näitä muuttujia voi olla maaperän mikrobilajisto, maalajit tai paikallinen kasvillisuus.

Tämän tutkielman tulokset auttavat ymmärtämään metsäpurojen rantojen fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia boreaalisessa ympäristössä. Miten hajotus vaihtelee eri etäisyyksillä metsäpurosta ja millaiset muuttujat vaikuttavat sen vaihteluun. Luonnontilaisten metsäpurojen ja sen rantojen herkän luonteen vuoksi on tärkeä ymmärtää kyseisen ekosysteemin toimintaa. Hajotuksen ymmärtäminen on yksi näistä osista. Rantametsien valumavesiä suodattava ominaisuus on tärkeä vesien tilan näkökulmasta. Rantametsät voivat minimoida ylängöllä tapahtuvia maaperän muutoksia ja niistä mahdollisesti aiheutuvia vesistövaikutuksia. Maaperän ravinteiden vaikutusta hajotukseen boreaalisissa metsissä, erityisesti rantametsissä, on tutkittu hyvin niukasti. Tutkielma otti ensiaskeleita aiheen tutkimiseen.

10. Kiitokset

Suuri kiitos tutkija Mari Tolkkiselle ja Suomen ympäristökeskukselle mielenkiintoisesta tutkielman aiheesta, aineistosta, kommenteista, arvokkaista neuvoista ja tähän työhön käytetystä ajasta. Kiitos myös professori Jan Hjortille Oulun yliopiston maantieteen tutkimusyksiköstä tutkielman kurssilla pitämisestä ja neuvonnasta. Kiitos erikoistutkija Heikki Mykrälle, harjoittelija Ilkka Puumalalle, opiskelija Niina Voutilaiselle ja muille tutkielman aineiston keruussa mukana olleille henkilöille. Kiitos myös Tolkkisen post doc-työtä rahoittaneelle Maj & Tor Nessling, Ilmari Räsäsen säätiölle ja Suomen Luonnonsuojelun säätiölle, sekä Suomen Metsätieteelliselle seuralle, rahoitus mahdollisti tämän tutkielman toteuttamisen. Lopuksi haluan vielä kiittää perhettäni, läheisiäni ja ystäviäni kaikesta heidän antamasta tuesta, rohkaisusta ja neuvoista tutkielman ja opiskeluvuosien aikana.

11. Kirjallisuus

- Aerts, R. (2006). The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology*, 94 (4), 713–724.
- Andersson, E., C. Nilsson & M.E. Johansson. (2000). Plant dispersal in boreal rivers and its relation to the diversity of riparian flora. *Journal of biogeography*, 27 (5), 1095–1106.
- Berg, B. (1999). Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *Forest ecology and management*. 133 (1–2), 13–22.
- Berg, B., H. Staaf & Wessen, B. (1987) Decomposition and nutrient release in needle litter from nitrogen-fertilized Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands. *Scandinavian journal of forest research*. 2, (1–4), 399–415.
- Brady, N.C & R.R, Weil. (2008). *The nature and properties of soil*. 14 p. 975 s. Pearson, Columbus.
- Chen, H., S. Dong., L. Liu., C. Ma., T. Zhang., X. Zhu & J. Mo. (2016). Effects of experimental nitrogen and phosphorus addition on litter decomposition in a old-grown tropical forest. *PLoS ONE*, 8 (12), 1–9.
- Dickinson, C.H. (1975). Decomposition of litter in soil. 633–658. Teoksessa; Dickinson C.H & G.J.F Pugh. (1975). *Biology of plant litter decomposition*. 2 p. 775 s. Academic press. London and New York
- Didion, M., A. Repo, J. Liski, M. Forsius, M. Bierbaumer & I. Djukic. (2016). Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags – a field study and model application. *Forest*, 7 (8), 2–12.
- Fausch, D., C.V Baxter & M. Murakami. (2010). Multiple stressors in north temperate streams: lessons from linked forest-stream ecosystems in northern Japan. *Freshwater biology*, 55, 120–134.
- Frouz, J., M. Holásek & Šourková. (2003). Comparison of various methods of cellulose decomposition measurement applied in post-mining soils choronosequence. *Ekologia Bratislava*, 22 (4), 348–357.

- Gong, X.J., M.Q. Yu., X.A.F. HU., H.C. Guo & F.S. Chen. (2010). Effects of nitrogen and phosphorus addition on leaf litter decomposition in a suburbam slash pine plantation in red soil region of China. *Chinese Journal of Ecology*, 29 (12), 2327–2333.
- Gressel, N & J.G. McCollin. (1997). Phosphorus mineralization and organic matter decomposition: A critical review. 297–309. Teoksessa Cadisch, G. & K.E, Giller. (1997). *Drive by nature: Plant litter quality and decomposition*, 1–409. CAB international, Cambridge, Iso-Britannia.
- Harrison, X.A., L. Donaldson., M.E. Correa-Cano., J. Evans., D.N. Fisher., C.E.D. Goodwin., B.S. Robinson., D.J. Hogson & R. Inger. (2018). A brief introduction to mixed effects modelling and multi-model inference in ecology. *PeerJ*, 5.
- Högberg, M.N., P. Högberg & D.D. Myrold. (2006). Is microbial community composition in boreal forest soils determined by pH, C-to-N ratio, the trees, or all three? *Oecologia*. 150 (4), 590–601.
- Karhu, K., H. Fritze., M. Tuomi., P. Vanhala., P. Spetz., V. Kitunen & J. Liski. (2010). Temperature sensitivity of organic matter decomposition in two boreal forest soil profiles. *Soil biology & Biochemistry*, 42 (1), 72–82.
- Kellomäki, S. (2005). *Metsäekologia*. 3 p. 297 s. Joensuun yliopistopaino, Joensuu.
- Keuskamp, J.A., J.J. Dingemans, T. Lehtinen, J.M. Sarneel & M.M. Hefting. (2013). Tea bag index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution*, 4 (11), 1070–1075.
- Kirschbaum, M.U.F. (2006). The temperature dependence of organic-matter decomposition – still a topic of debate. *Soil biology & biochemistry*, 38 (9), 2510–2518.
- Kuusipalo, J. (1996). *Suomen metsätyypit*. 144 s. Kirjapaino Oy West Point, Rauma.
- Kuusela, K. (1990). *The Dynamics of boreal coniferous forests*. 172 s. Gummerus kirjapaino Oy, Helsinki.

- Lind, L., C. Nilsson & C. Weber. (2014). Effects of ice and floods on vegetation in streams in cold regions: implications for climate change. *Ecology and evolution*, 4 (21), 4173–4184.
- Lindahl, B.O., A.F.S. Taylor & R.D. Finlay. (2002). Defining nutritional constraints on carbon cycling in boreal forests – towards a less “phytcentric” perspective. *Plant and soil*, 242 (1), 123–135.
- Makkonen, M., M.P. Berg., T.I. Handa., S. Hättenschwiler., J. van Ruijven., P.M. van Bodegom & R. Aerts. (2016). Highly consistent effects of plant litter identity and functional traits on decomposition across a latitudinal gradient. *Ecology Letters*, 15 (9), 1033–1041.
- Metsämuuronen, J. (2004). *Pienten aineistojen analyysi – parametrittomien menetelmien perusteet ihmistieteissä*. 268 s. Gummerrus kirjapaino, Jyväskylä.
- Metsämuuronen, J. (2008). *Monimuuttujamenetelmien perusteet*. 2 p. 295 s. Gummerrus kirjapaino, Jyväskylä.
- Mossberg, B., L. Stenberg & S. Eriksson. (1992). *Den Nordiska flora*. 696 s. Wahlström and Widstrand, Tukholma, Ruotsi.
- Naiman, R.J., K.L. Fetherston., S. MacKay & J. Chan. (1998). Riparian forests. 289–323. Teoksessa; Bilby, R.E., S. Kantor & R.J. Naiman. (1998). *Rivers ecology and management – lessons from the pacific coastal ecoregion*. 705 s. Springer-Verlag, New York.
- Nilsson, C & M. Svedmark. (2002). Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental management*, 30 (4), 468–480.
- Moore, D.R., D.L. Spittelhouse & A. Story. (2005). Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: a review. *Journal of the American water resources association*, 813–834. *Ecology*, 86 (1), 56–622
- Pinheiro, J.C & D.M. Bates. (2000). *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. 528 s. Springer-Verlag, New York.

- Ranta, E., H. Rita & J. Kouki. (2012). *Biometria – Tilastotiedettä ekologeille*. 10. p. 569 s. Gaudeamus, Helsinki.
- Sabo, J.L., R. Sponseller., M. Dixon., K. Gade., T. Harms., J. Heffernan., A. Jani., G. Katz., C. Soykan., J. Watts & J. Welter. (2005). Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology*, 86 (1), 56-62.
- Sierra, C.A., S. Malghani & H.W. Loescher. (2017). Interactions among temperature, moisture and oxygen concentrations in controlling decomposition rates in a boreal forest soil. *Biogeoscience*, 14 (3), 703–710.
- Sierra, C.A., S.E. Trumboru., E.A. Davidson., S.Vicca & I. Janssens. (2015). Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7 (1), 335–356.
- Sjörs, H. (1959). Changes in pH of leaf litter during a field experiment. *Nordic Society Oikos*, 10 (2), 225–232.
- Ste-Marie, C & D. Paré. (1999). Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floors of a range of boreal forest stands. *Soil biology and biochemistry*, 31 (11), 1579–1589.
- Sulkava, P & V. Huhta. (2003). Effects of hard frost and freeze-thaw cycles on decomposer communities and N mineralisation in boreal forest soil. *Applied soil ecology*, 22 (3), 225–239.
- Suurkuukka, H., R.Virtanen., V. Suorsa., J. Soininen., L. Paasivirta & T. Muotka. (2014). Woodland key habitats and stream biodiversity: Does small-scale terrestrial conservation enhance the protection of stream biota? *Biological conservation*, 170, 10–19.
- Vanhala. P., K. Karhu., M. Tuomi., K. Björklöf., H. Fritze & J. Liski. (2008). Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition in southern and northern areas of the boreal forest zone. *Soil biology & Biochemistry*, 40 (7), 1758–1764.

- Wang, D., N. He., Q. Wang., Y. Lu., Q. Wang., Z. Xu & J. Zhu. (2016). Effects of temperature and moisture on soil organic matter decomposition along elevation gradients on the Changbai mountain, northeast China. *Pedosphere*, 26 (3), 400–407.
- Wardle, D.A & P. Lavelle. (1997). *Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition*, 107–124. Teoksessa; Cadisch, G & K.E, Giller. (1997). *Drive by nature: Plant litter quality and decomposition*, 1–409. CAB international, Cambridge, Iso-Britannia.
- Williams, S.T & T.R.G. Gray. (1975). *Decomposition of litter on the soil surface*, 611–632. Teoksessa; Dickinson C.H & G.J.F Pugh. (1975). *Biology of plant litter decomposition*. 2 p. 775 s. Academic press. London and New York.
- Ågren, G.I., E. Bosatta & A.H. Magill. (2001). Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia*, 128 (1), 94–98.

11.1 Sähköiset lähteet

Corine maanpeite. (2012). Paikkatietoaineisto. Suomen ympäristökeskus. <<https://avaa.tdata.fi/web/paituli/latauspalvelu>> 23.4.2019.

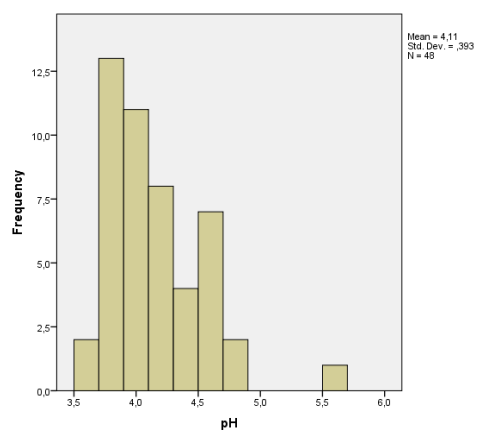
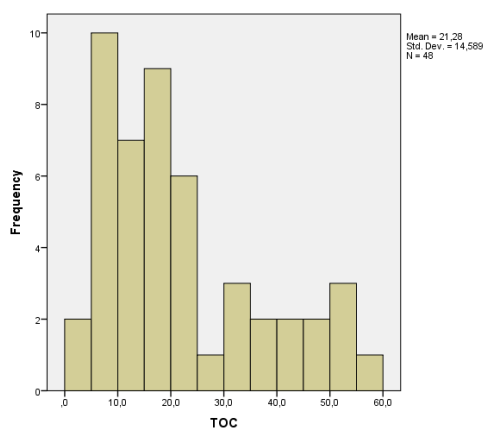
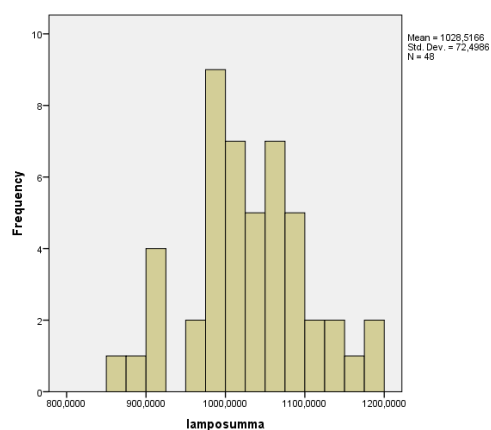
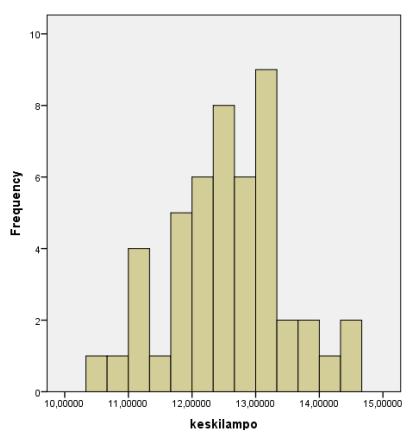
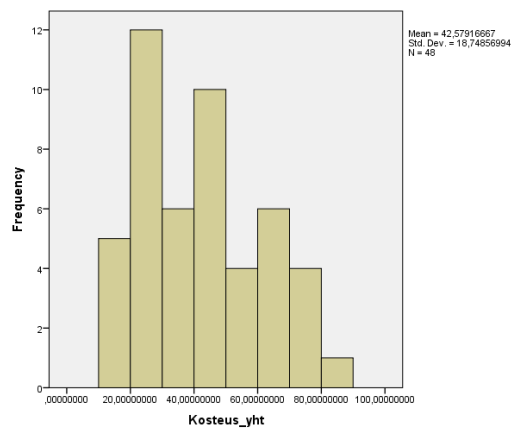
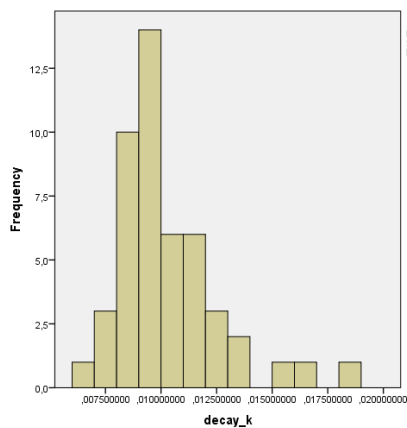
Metsäkeskus: Metsätietopalvelu. (2016). <<https://www.metsakeskus.fi/metsatietopalvelut>> 20.4.2019

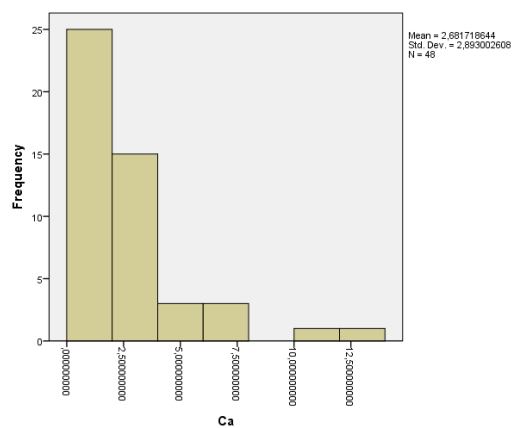
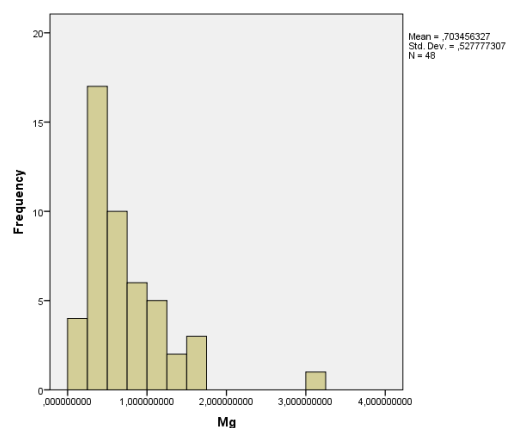
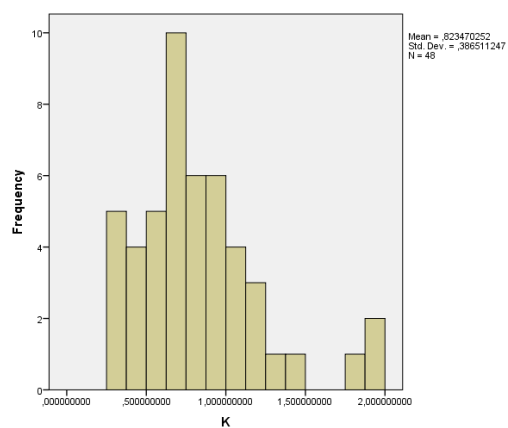
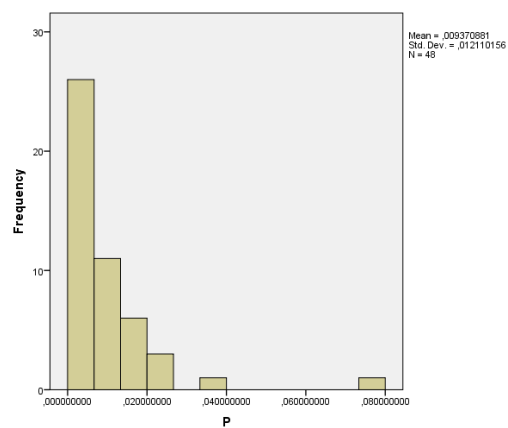
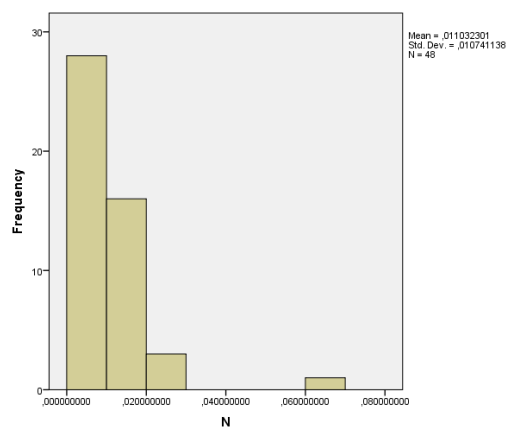
Tea bag index: The project. (2016). <<http://www.teatime4science.org/about/the-project/>>. 7.4.2019

12. Liitteet

Liite 1.

Tutkittavien muuttujien sisältämien havaintojen määrät esitetty pylväsdiaagrammina.





Liite 2.

Spearmanin korrelaatioanaöysin tulostaulukko

Correlations

Spearman's rho	Ca	Ca	Mg	K	P	N	pH	TOC	decay_k	Kosteus_yht	lampo_valitelu	lamposumma	keskilampo
	Ca	Correlation Coefficient	1,000	,789**	,494**	,313*	,535**	,300*	,339*	-,035	,042	,176	,176
		Sig. (2-tailed)		,000	,000	,031	,000	,038	,018	,032	,777	,232	,232
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	Mg	Correlation Coefficient	,789**	1,000	,430**	,204	,469**	,272	,404**	,265	,106	,015	,015
		Sig. (2-tailed)	,000		,002	,164	,001	,062	,004	,069	,472	,921	,921
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	K	Correlation Coefficient	,494**	,430**	1,000	,783**	,365**	-,450**	,418**	-,483**	,071	-,172	-,172
		Sig. (2-tailed)	,000	,002		,000	,011	,001	,003	,547	,632	,242	,242
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	P	Correlation Coefficient	,313*	,204	,783**	1,000	,232	-,518**	,458**	-,225	,094	-,093	-,093
		Sig. (2-tailed)	,031	,164	,000		,113	,000	,001	,125	,527	,530	,530
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	N	Correlation Coefficient	,535**	,469**	,232	1,000	,355*	,229	,471**	,198	,003	,083	,083
		Sig. (2-tailed)	,000	,001	,113		,013	,118	,001	,178	,984	,573	,573
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	pH	Correlation Coefficient	,300*	,272	-,450**	-,518**	,355*	1,000	-,086	,613**	-,092	,409**	,409**
		Sig. (2-tailed)	,038	,062	,001	,000	,013		,562	,000	,534	,004	,004
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	TOC	Correlation Coefficient	,339*	,404**	,458**	,458**	,229	-,086	1,000	,082	,224	-,111	-,111
		Sig. (2-tailed)	,018	,004	,003	,001	,118	,562		,178	,125	,453	,453
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	decay_k	Correlation Coefficient	,310*	,265	-,089	-,225	,471**	,613**	1,000	,381**	-,186	,180	,180
		Sig. (2-tailed)	,032	,069	,547	,125	,001	,000	,178	,008	,206	,221	,221
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	Kosteus_yht	Correlation Coefficient	-,035	,072	-,483**	-,390**	,198	,596**	,082	,381**	,123	,229	,229
		Sig. (2-tailed)	,812	,627	,001	,006	,178	,000	,578	,008	,407	,117	,117
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	lampo_valitelu	Correlation Coefficient	,042	,106	,071	,094	,003	-,092	,224	,123	1,000	-,063	-,063
		Sig. (2-tailed)	,777	,472	,632	,527	,984	,534	,125	,407		,672	,672
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	lamposumma	Correlation Coefficient	,176	,015	-,172	-,093	,063	,409**	-,111	,180	-,063	1,000	1,000**
		Sig. (2-tailed)	,232	,921	,242	,530	,573	,004	,453	,221	,672		
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48
	keskilampo	Correlation Coefficient	,176	,015	-,172	-,093	,063	,409**	-,111	,180	-,063	1,000**	1,000
		Sig. (2-tailed)	,232	,921	,242	,530	,573	,004	,453	,221	,672		
		N	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48	48

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

* . Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Liite 3.

Fysikaalisten muuttujien lineaarisen sekamallin lähtökaavan tulostaulukko.

Lineaarinen sekamalli				
	Value	Std. Error	t-arvo	p-arvo
Kuiva 1m	0,013514770	0,003510673	3,849623	0,0003
Kostea 1m	0,000669852	0,000711973	0,940839	0,3600
Kuiva 3m	-0,001690977	0,000807977	-2,092853	0,0406
Kuiva 9m	-0,001865666	0,000787935	-2,367792	0,0211
Kuiva 20m	-0,001893938	0,000744767	-2,542996	0,0136
Lämpösum.	-0,000015096	0,000009658	-1,563089	0,1233
Keskiläm.	0,001011433	0,000739438	1,367841	0,1765
Kosteus	0,000018977	0,000012684	1,496177	0,1398
Lämpöv.	-0,000198410	0,000307093	-0,646091	0,5207
Kosteus 3m	0,000242968	0,000986933	0,246185	0,8064
Kosteus 9m	0,000334298	0,001010470	0,330834	0,7419
Kosteus 20m	-0,000573509	0,000997874	-0,574731	0,5676
lme(decay_k~Wetness*Ruutu + lamposumma + keskilampo + Kosteus_yht + lampovaihtelu, random=~1 puro/Linja, data=lme)				

Liite 5.

Kaikkien muuttujien lineaarisen sekamallin lähtökaavan tulostaulukko.

Lineaarinen sekamalli				
	Value	Std. error	t-arvo	p-arvo
Kostea 1m	0.0012084	0.00095	1.2742185	0.0637
Kostea 20m	-0.0029886	0.00131	-2.2861604	0.0431
Kuiva 1m	0.0201566	0.01016	1.9836942	0.0637
Kuiva 20m	0.0004120	0.00117	0.3525968	0.7311
Ca	0.0005792	0.00032	1.8279319	0.0948
Mg	-0.0022918	0.00141	-1.6244345	0.1326
K	0.0001807	0.00164	0.1102870	0.9142
P	-0.1510759	0.05118	-2.9517940	0.0132
N	0.0015763	0.00066	2.3951565	0.0355
TOC	0.0000003	0.00003	0.0092307	0.9928
pH	-0.0008888	0.00183	-0.4869856	0.6358
Lämpösum.	0.0264416	0.93287	0.0283523	0.9779
Keskiläm.	-2.1688081	76.49495	-0.0283523	0.9779
Kosteus	0.0000263	0.00002	1.1005689	0.2946
Lämpöv.	-0.0029886	0.00058	-0.2491759	0.8078
AIC	-278.3343			
Residual	0.00157465			

lme1<- lme(decay_k~Wetness*Ruutu + Ca + Mg + K + P + N + pH + lamposumma +
keskilampo + Kosteus_yht + lampo_vaihtelu, random=~1|puro/Linja, data=koe)

